

République Algérienne Démocratique et Populaire
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique
Université Mentouri de Constantine
Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie
Département d'Ecologie et Biologie végétale

N° d'ordre :

N° de série :

Mémoire

Présenté pour obtenir le diplôme de :

Magistère en Ecologie

Option : Gestion des déchets

Thème

Qualité physico-chimique, pollution organique et métallique des compartiments
Eau / Sédiments de l'Oued Rhumel, et des barrages Hammam Grouz et Beni
Haroun

Par MELGHIT MERIEM

Devant le jury :

Présidente : Mme. Khalfallah Nadra. Professeur Université Mentouri de Constantine.

Rapporteur : Mme. Afri-Mehennaoui F. Zohra. M.C. Université Mentouri de Constantine.

Examineurs : Mme. Rached-Mosbah Oualida. Professeur Université Mentouri de Constantine.

Mr. Mébarki Azzedine. Professeur Université Mentouri de Constantine.

Soutenu le :

« Quand je suis dans l'eau, j'ai des idées.

Quand j'en suis sorti, je sèche. »

Roger Pierre

Dédicace

Dédicace

Je dédie ce modeste travail à :

A la mémoire de mes chères grands-mères et mon cher grand-père...

A mes chers parents,

A mon frère,

A mes sœurs,

A mon cher grand-père,

A toute ma famille...

A mes chers enseignants...

A tou(te)s mes ami(e)s...

A toute personne qui a contribué à la réalisation de ce manuscrit

de près ou de loin...

Meriem M.

Remerciements

Remerciements

Les travaux présentés dans ce mémoire ont été effectués au sein des laboratoires : Biologie et Environnement à la faculté des Sciences de la Nature et de la Vie, département d'Ecologie et de Biologie Végétale, ainsi que celui de l'ARNH de Constantine.

Le thème de recherche ainsi que les travaux effectués ont été proposés et menés sous la direction de ***Mme. Afri-Mehennaoui F. Z.*** Maître de conférences à l'Université Mentouri de Constantine. Au moment de présenter ce travail, je mesure tout le prix de ses soutiens et ses conseils dont j'ai bénéficié dans l'accomplissement de ma tâche et sans laquelle plusieurs obstacles auraient été insurmontables. J'assure de ma profonde reconnaissance les responsables de notre post-graduation "Ecologie : Gestion des déchets ; traitement et valorisation" présidée par Mme. OuahraniGhania, ainsi que nos professeurs qui nous ont enseignés.

Ma profonde gratitude et mes respects s'adressent d'abord, à ***Mme Afri-Mehennaoui F. Z.*** Maître de Conférences à l'Université Mentouri de Constantine, pour m'avoir encadrée tout au long de cette recherche, qu'elle soit vivement remerciée.

Mes sincères remerciements vont également à ***Mme. Khalfallah Nadra,*** Professeur à l'Université Mentouri de Constantine, qui a bien accepté et qui m'a honorée de présider le jury de ce mémoire. Qu'elle trouve ici l'expression de ma reconnaissance !

Qu'il me soit permis ici d'exprimer ma profonde gratitude à ***Mme. Rached-Mosbah Oualida,*** Professeur à l'Université Mentouri de Constantine, pour la confiance qu'elle m'a témoignée en m'autorisant de travailler au sein du laboratoire Biologie et Environnement qu'elle dirige, et pour m'avoir honorée de juger cette étude.

Mes vifs remerciements s'adressent également à ***Mr. Mébarki Azzedine,*** Professeur à l'Université Mentouri de Constantine, pour avoir accepté d'évaluer ce travail.

Il m'est agréable d'exprimer mes sincères remerciements, ma gratitude et mon profond respect à mes chers Collègues ***Melle. Sahli Leila et Mr. El Hadeff El Okki Mohammed,*** Maîtres Assistants aux Universités Mentouri de Constantine et Hadj Lakhdar de Batna, pour leurs aides et conseils constructifs en matière de statistiques et traitement de données. C'est grâce à leurs suggestions, leurs remarques et critiques que ce travail a pu être réalisé.

Mes remerciements s'adressent également à ***Mme. Mihoub Daouia,*** Chef de service du laboratoire d'analyses ainsi qu'au ***personnel de l'ANRH.*** Qui m'ont accueillie dans leur laboratoire pour la réalisation des analyses des eaux. Malgré leurs multiples responsabilités et leur temps précieux, ils

Remerciements

n'ont pas hésité à m'aider tant sur le plan technique que moral. Mon stage parmi eux s'est déroulé dans une ambiance amicale et les discussions que j'ai eues avec eux ont été très fructueuses.

Je tiens aussi à exprimer ma reconnaissance à tout **le personnel des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun** pour leurs aides lors des périodes de prélèvement, qu'ils soient chaleureusement remerciés.

Je réserve une grande gratitude à **mes chers parents** qui m'ont beaucoup soutenu, encouragé et épaulé tout au long de mes années d'études, sans eux ce mémoire n'a pu voir le jour. Je leur témoigne mon affection et mes remerciements les plus sincères.

Je remercie également **Mr. Bouchedja Abdallah**, Ingénieur à l'A.B.H (C-S-M), pour son aide en matière de données et de cartes.

Il est bon et juste d'évoquer l'appui moral ainsi que la sollicitude trouvée auprès de **mes collègues**, très particulièrement **Melle. Tebbani Dalel**, ingénieur au sein du laboratoire Biologie et Environnement, qu'elle soit vivement remerciée.

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



Illustration

Liste des figures

Figure 1 : Situation géographique du bassin versant Kébir-Rhumel et ses sous bassins versants. (Cahiers de l'ABH-C.S.M, n°02,1999)

Figure 2 : Profil en long de l'Oued Kébir-Rhumel.(D'après Mébarki, 1982 et 1984 ; in Mébarki, 2005).

Figure 3 : Carte du réseau hydrographique du bassin versant Kébir-Rhumel.(Cahiers de l'ABH, C.S.M, n°02, 1999)

Figure 4 : Stations pluviométriques du bassin versant Kébir-Rhumel.(Cahiers de l'ABH, C.S.M, n°02, 1999).

Figure 5 : Carte des principales agglomérations dans le bassin du Kébir-Rhumel. (Cahiers de l'ABH, C.S.M, n° 2, 1999).

Figure 6 : Carte des principaux barrages du bassin du Kébir-Rhumel.
(Cahiers de l'ABH, C.S.M, n° 02, 1999).

Figure 7 : Carte des rejets industriels dans le bassin versant Kébir-Rhumel(ABH-CSM,1999)

Figure 7' : Carte de localisation des points de prélèvement.

Figure 8 : Variations spatio-temporelles de la température des eaux de l'Oued Rhumel et de celles des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun.

Figure 9 : Variations spatio-temporelles du pH des eaux de l'Oued Rhumel et de celles des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun.

Figure 10 : Variations spatio-temporelles de la conductivité électrique des eaux de l'Oued Rhumel et de celles des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun.

Figure 11: Variations spatio-temporelles des teneurs du résidu sec des eaux de l'Oued Rhumel et de celles des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun.

Figure 12: Variations spatio-temporelles des teneurs en MES des eaux de l'Oued Rhumel et de celles des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun.

Figure 13: Variations spatio-temporelles du pourcentage de saturation en oxygène des eaux de l'Oued Rhumel et de celles des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun.

Figure 14: Variations spatio-temporelles de l'oxygène dissous des eaux de l'Oued Rhumel et de celles des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun.

Figure 15:Variations spatio-temporelles des teneurs en calcium des eaux de l'Oued Rhumel et de celles des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun.

Figure 16:Variations spatio-temporelles des teneurs en magnésium des eaux de l'Oued Rhumel et de celles des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun.

Figure 17 :Variations spatio-temporelles des teneurs en sodium des eaux de l'Oued Rhumel et de celles des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun.

Figure 18:Variations spatio-temporelles des teneurs en potassium des eaux de l'Oued Rhumel et de celles des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun.

Figure 19:Variations spatio-temporelles des teneurs en chlorures des eaux de l'Oued Rhumel et de celles des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun.

Figure 20:Variations spatio-temporelles des teneurs en sulfates des eaux de l'Oued Rhumel et de celles des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun.

Figure 21:Variations spatio-temporelles des teneurs en matière organique des eaux de l'Oued Rhumel et de celles des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun.

Figure 22:Variations spatio-temporelles de la DBO₅ des eaux de l'Oued Rhumel et de celles des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun.

Figure 23 :Variations spatio-temporelles de la DCO des eaux de l'Oued Rhumel et de celles des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun.

Figure 24:Variations spatio-temporelles des teneurs en ammonium des eaux de l'Oued Rhumel et de celles des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun.

Figure 25:Variations spatio-temporelles des teneurs en nitrites des eaux de l'Oued Rhumel et de celles des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun.

Figure 26:Variations spatio-temporelles des teneurs en nitrates des eaux de l'Oued Rhumel et de celles des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun.

Figure 27:Variations spatio-temporelles des teneurs en phosphates des eaux de l'Oued Rhumel et de celles des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun.

Figure 28:ACP des caractéristiques physico-chimiques, éléments minéraux majeurs et des paramètres de pollution organique dans l'eau. Cercle de corrélations et projection des variables.

Figure 29:Projection des stations sur le plan principal.

Figure 30:Variations spatio-temporelles du pH des sédiments de l'Oued Rhumel, ses affluents et des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun.

Figure 31:Variations spatio-temporelles de la CE des sédiments de l'Oued Rhumel, ses affluents et des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun.

Figure 32:Variations spatio-temporelles des teneurs en calcaire total des sédiments de l'Oued Rhumel, ses affluents et des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun.

Figure 33:Variations spatio-temporelles de la teneur en cadmium des sédiments de l'Oued Rhumel, ses affluents et des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun.

Figure 34:Variations spatio-temporelles de la teneur en chrome ($\mu\text{g/g}$) des sédiments de l'Oued Rhumel, de ses affluents et des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun.

Figure 35:Variations spatio-temporelles des teneurs en cuivre des sédiments de l'Oued Rhumel, de ses affluents et des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun.

Figure 36:Variations spatio-temporelles de la teneur en plomb ($\mu\text{g/g}$) des sédiments de l'Oued Rhumel, de ses affluents et des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun.

Figure 37:Variations spatio-temporelles des teneurs en zinc des sédiments de l'Oued Rhumel, de ses affluents et des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun.

Figure 38:ACP des caractéristiques physico-chimiques et teneurs des ETM dans les sédiments.

Figure 39:Projection des individus dans le compartiment sédimentaire.

Liste des tableaux

Tableau 1 : Stations pluviométriques sur le bassin du Kébir-Rhumel. (Cahiers de l'ABH, C.S.M, n°02, 1999).

Tableau 2 : Données pluviométriques de la région de Constantine. (O.N.M de Constantine).

Tableau3 : Température moyenne mensuelle en °C.

(Station météorologique d'Ain El Bey, Constantine).

Tableau 4 : Assainissement des eaux usées urbaines dans le bassin du Kébir-Rhumel. (A.B.H-C.S.M, n°2, 1999).

Tableau5 : Nature des pesticides utilisés par les agriculteurs par culture et leurs doses à l'hectare. (Cahiers de l'ABH, C.S.M, 2002).

Tableau6 : Points de mesure (compartiments Eau) dans le bassin du Kébir-Rhumel. (Cahiers de l'A.B.H SMC n° 12, 2009).

Tableau7 : Calendrier des prélèvements du compartiment sédimentaire.

Tableau8 : Calendrier de prélèvement du compartiment "eau" (D : Date).

Tableau9 : Conservation des prélèvements (Rodier et al., 2005).

Tableau10 : Gammes d'étalonnage du calcium, du sodium et du potassium.

Tableau11 : Gamme d'étalonnage des chlorures.

Tableau12 : Tableau 12: Gamme d'étalonnage des sulfates.

Tableau13 : Tableau 13 : Gamme d'étalonnage de l'ammonium.

Tableau 14 : Tableau 14 : Gamme d'étalonnage des nitrites.

Tableau 15 : Gamme d'étalonnage des nitrates.

Tableau16 : Gamme d'étalonnage des phosphates.

Tableau17 : Etapes et conditions d'extraction des éléments traces métalliques.

Tableau 18 : Les teneurs certifiées en ETM dans les sédiments du lac Canadien (Échantillon de référence LKSD 1)

Tableau 19 : Gammes d'étalonnage des ETM à doser dans les sédiments.

Tableau 20 :Résultats des paramètres physico-chimiques de l'eau. (Moyenne \pm Ecart-type, Min - Max).

Tableau21 :Résultats des éléments minéraux majeurs.(Moyenne \pm écart type, valeurs minimales et maximales).

Tableau22 :Résultats des paramètres révélateurs de la pollution organique. (Moy \pm écart type, min-max).

Tableau23 :Matrice des corrélations entre les paramètres physico-chimiques, éléments minéraux majeurs et paramètres révélateurs de pollution organique dans le compartiment Eau (Corrélations significatives marquées à $p < ,05000$; N-1=59).

Tableau24:Corrélations entre les variables et les axes principaux de l'ACP globale. Compartiment 'eau'.

Tableau25 :pH des sédiments de l'Oued Rhumel, ses affluents et des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun (Hiver 2010, Printemps 2010).

Tableau26 :Valeurs de la conductivité électrique des sédiments de l'Oued Rhumel, ses affluents et des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun (Hiver 2010, Printemps 2010).

Tableau27 :Résultats du Test de Newmen-Keuls pour la CE moyennes des différentes stations de prélèvement du compartiment sédimentaire.

Tableau28:Teneurs en CaCO_3 (en pourcentage) des sédiments de l'oued Rhumel, de ses affluents et des deux barrages Hammam Grouz et Beni Haroun des deux campagnes (Hiver 2010/ Printemps 2010), (Moyennes \pm écarts types).

Tableau29 :Résultats du Test de Newmen-Keulspour le calcaire total (%) des sédiments des différentes stations de prélèvement.

Tableau30 :Teneurs en cadmium des sédiments de l'Oued Rhumel, de ses affluents et des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun.

Tableau 31 :Résultats du Test de Newmen-Keuls pour les teneurs moyennes en Cd ($\mu\text{g/g}$) des différentes campagnes de prélèvement.

Tableau 32 :Teneurs en chrome des sédiments de l'Oued Rhumel,de ses affluents et des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun.

Tableau 33 :Résultats du Test de Newmen-Keuls pour les teneurs moyennes en chrome ($\mu\text{g/g}$) des sédiments des différentes stations.

Tableau 34 :Teneurs en cuivre des sédiments de l'Oued Rhumel, de ses affluents et des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun.

Tableau 35 :Teneurs en plomb (en $\mu\text{g/g}$) des sédiments de l'Oued Rhumel, de ses affluents et des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun (Hiver 2010, Printemps 2010).

Tableau 36:Teneurs en zinc des sédiments de l'Oued Rhumel, de ses affluents et des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun.

Tableau 37 :Matrice de corrélations entre les paramètres du compartiment sédiment.

Tableau 38 :Corrélations entre les variables et les axes principaux de l'ACP globale 'compartiment sédimentaire'.

Tableau 39:Grille d'appréciation de la qualité de l'eau en fonction de la température (Masson, 1988).

Tableau 40:Qualité des eaux de l'Oued Rhumel et des deux barrages : Hammam Grouz et Beni Haroun, en fonction de leurs teneurs en MES.(Selon la grille de la qualité globale de l'eau, Masson, 1988).

Tableau 41:Qualité des eaux analysées en fonction des teneurs en MES des 5 stations et 12 prélèvements.

Tableau 42:Qualité des eaux de l'Oued Rhumel et des deux barrages : Hammam Grouz et Beni Haroun, en fonction du pourcentage de saturation en oxygène dissous.(Selon la grille de la qualité globale de l'eau, Masson, 1988).

Tableau 43:Qualité des eaux analysées en fonction du % de saturation en O_2 dissous des 5 stations et 12 prélèvements.

Tableau 44:Teneurs métalliques naturelles dans les sédiments secs (AEAP, 1990) et niveaux de contamination (Ministère de l'environnement, 1993).

Tableau 45: Concentrations en ETM dosés dans le compartiment sédimentaire comparées avec SQG (Long et al. InSahli et al.,2011) et avec ceux obtenus par Sahli et al. (2011).

Table des matières

<i>Introduction</i>	1
 <i>Chapitre 1 : Pollution organique et contamination par les éléments traces métalliques des écosystèmes aquatiques</i> 	
Introduction.....	4
1.1.Pollution organique.....	4
1.2.Pollution chimique.....	6
1.3.Conséquences de la pollution des écosystèmes aquatiques.....	6
1.4. Pollution des milieux aquatiques par les éléments traces métalliques	8
1.4.1. Définition générale des ETM et leurs caractéristiques physico-chimiques.....	8
1.4.2. Sources des ETM.....	11
1.4.2.1. Source naturelle.....	11
1.4.2.2. Source anthropique.....	12
1.4.3. Notion de biodisponibilité des ETM.....	13
1.4.3.1. Biodisponibilité dans l'eau.....	13
1.4.3.2. Biodisponibilité dans les sédiments.....	13
1.4.4. Toxicité des ETM vis-à-vis de la vie aquatique.....	14
 <i>Chapitre 2 : Présentation de la zone d'étude</i> 	
2.1. Présentation et description du bassin versant Kébir-Rhumel.....	16
2.2. Situation géographique.....	16
2.3. Aspect géologique.....	17
2.4. Aspect topographique.....	19
2.5. Réseau hydrographique.....	19
2.6. Climatologie.....	20
2.6.1. Pluviométrie.....	20
2.6.2. Température.....	20
2.6.3. Vents.....	22
2.7. Socio-économie.....	23
2.7.1. Population.....	23
2.7.2. Alimentation en eau potable des agglomérations.....	23
2.7.3. Barrages.....	23
2.7.4. Assainissement.....	24
2.7.5. Agriculture.....	25
2.7.5.1. Engrais.....	26
2.7.5.2. Pesticides.....	26
2.7.6. Industrie.....	27
 <i>Chapitre 3 : Matériel et méthodes</i> 	
3.1. Choix et localisation des sites de prélèvement.....	28
3.1.1. Compartiment "eau".....	28
3.1.2. Compartiment "Sédiments".....	30
3.2. Calendriers des prélèvements.....	33

3.3. Nature des prélèvements.....	34
3.4. Prélèvement des échantillons d'eau.....	35
3.4.1. Mode de prélèvement.....	35
3.4.2. Mesures physico-chimiques.....	36
3.4.2.1. Température de l'eau.....	36
3.4.2.2. pH.....	36
3.4.2.3. Conductivité électrique.....	36
3.4.2.4. Résidu sec à 105°C.....	36
3.4.2.5. Matières en suspension.....	37
3.4.2.6. Oxygène dissous.....	37
3.4.3. Eléments minéraux majeurs.....	37
3.4.3.1. Cations.....	37
3.4.3.1.1. Calcium, magnésium, sodium et potassium.....	37
3.4.3.2. Anions.....	38
3.4.3.2.1. Chlorures.....	38
3.4.3.2.2. Sulfates.....	38
3.4.4. Paramètres de pollution.....	39
3.4.4.1. Matière organique.....	39
3.4.4.2. Demande biochimique en oxygène (DBO ₅)	39
3.4.4.3. Demande chimique en oxygène (DCO)	39
3.4.4.4. Composés azotés.....	39
3.4.4.4.1. Ammonium.....	40
3.4.4.4.2. Nitrites.....	40
3.4.4.4.3. Nitrates.....	40
3.4.4.5. Phosphates.....	41
3.4.5. Eléments traces métalliques.....	41
3.4.5.1. Préparation des échantillons d'eau.....	41
3.4.5.2. Dosage des éléments traces métalliques dans l'eau	41
3.5. Prélèvement des échantillons de sédiments.....	42
3.5.1. Mode de prélèvement.....	42
3.5.2. Préparation des échantillons.....	43
3.5.3. Paramètres physico-chimiques.....	43
3.5.3.1. Potentiel hydrogène.....	43
3.5.3.2. Conductivité électrique.....	43
3.5.3.3. Calcaire total.....	43
3.5.4. Analyses des éléments traces métalliques.....	44
3.5.4.1. Technique d'extraction des éléments traces métalliques	44
3.5.4.2. Principe de la spectrophotométrie d'absorption atomique.....	45
3.5.4.3. Dosage des éléments traces métalliques	45
3.6. Traitement des résultats.....	46

Chapitre 4 : Résultats

4.1. Compartiment 'eau'.....	47
4.1.1. Mesures physico-chimiques.....	47
4.1.1.1. Température de l'eau	48
4.1.1.2. pH.....	48
4.1.1.3. Conductivité électrique.....	49
4.1.1.4. Résidu sec à 105°C.....	50

4.1.1.5. Matières en suspension.....	51
4.1.1.6. Oxygène dissous.....	52
4.1.2. Eléments minéraux majeurs.....	53
4.1.2.1. Cations.....	53
4.1.2.1.1. Calcium.....	53
4.1.2.1.2. Magnésium.....	55
4.1.2.1.3. Sodium.....	56
4.1.2.1.4. Potassium.....	56
4.1.2.2. Anions.....	57
4.1.2.2.1. Chlorures.....	57
4.1.2.2.2. Sulfates.....	58
4.1.3. Paramètres de pollution.....	59
4.1.3.1. Matière organique.....	60
4.1.3.2. Demande biochimique en oxygène (DBO ₅)	61
4.1.3.3. Demande chimique en oxygène (DCO).....	62
4.1.3.4. Composés azotés.....	62
4.1.3.4.1. Ammonium.....	62
4.1.3.4.2. Nitrites.....	63
4.1.3.4.3. Nitrates.....	64
4.1.3.5. Phosphates.....	65
4.1.4. Eléments traces métalliques dans l'eau	66
4.1.5. Corrélations entre les mesures physico-chimiques, éléments minéraux majeurs et les paramètres de pollution dans l'eau.....	66
4.2. Compartiment Sédiments.....	71
4.2.1. Potentiel hydrogène.....	71
4.2.2. Conductivité électrique.....	72
4.2.3. Calcaire total.....	75
4.2.4. Eléments traces métalliques.....	78
4.2.4.1. Cadmium (Cd).....	78
4.2.4.2. Chrome (Cr)	80
4.2.4.3. Cuivre (Cu)	82
4.2.4.4. Plomb (Pb)	84
4.2.4.5. Zinc (Zn)	86
4.2.5. Corrélations entre les caractéristiques physico-chimiques et ETM dans les sédiments....	88

Chapitre 5 : Discussion

5.1. Discussion du protocole expérimental.....	93
5.1.1. Choix des stations et des campagnes de prélèvements.....	93
5.1.2. Choix des niveaux d'analyses.....	93
5.1.3. Choix de la méthode analytique.....	94
5.2. Compartiment Eau.....	95
5.2.1. Mesures physico-chimiques.....	95
5.2.1.1. Température de l'eau	95
5.2.1.2. pH.....	96
5.2.1.3. Conductivité électrique.....	98
5.2.1.4. Résidu sec à 105°C.....	99
5.2.1.5. Matières en suspension.....	100
5.2.1.6. Oxygène dissous.....	102

5.2.2. Eléments minéraux majeurs.....	104
5.2.2.1. Cations.....	104
5.2.2.1.1. Calcium.....	104
5.2.2.1.2. Magnésium.....	105
5.2.2.1.3. Sodium.....	106
5.2.2.1.4. Potassium.....	107
5.2.2.2. Anions.....	108
5.2.2.2.1. Chlorures.....	108
5.2.2.2.2. Sulfates.....	108
5.2.3. Paramètres de pollution.....	109
5.2.3.1. Matière organique.....	109
5.2.3.2. Demande biochimique en oxygène (DBO ₅).....	110
5.2.3.3. Demande chimique en oxygène (DCO).....	111
5.2.3.4. Composés azotés.....	112
5.2.3.4.1. Ammonium.....	112
5.2.3.4.2. Nitrites.....	113
5.2.3.4.3. Nitrates.....	114
5.2.3.5. Phosphates.....	115
5.3. Compartiment "sédiment".....	116
5.3.1. Potentiel hydrogène.....	117
5.3.2. Conductivité électrique.....	118
5.3.3. Calcaire total.....	118
5.3.4. Teneurs des sédiments en éléments traces métalliques.....	119
5.3.4.1. Cadmium (Cd).....	119
5.3.4.2. Chrome (Cr).....	121
5.3.4.3. Cuivre (Cu).....	122
5.3.4.4. Plomb (Pb).....	124
5.3.4.5. Zinc (Zn).....	125
Conclusion.....	128
Références bibliographiques.....	132
Annexes	

Introduction

La pollution des écosystèmes aquatiques est actuellement l'un des plus grands problèmes du siècle, auxquels s'attachent de nombreux pays dans le monde afin de le résoudre, c'est un vrai défis !? En effet, l'eau est la ressource naturelle, à la fois la plus indispensable à toute forme de vie et la plus menacée vu l'extension délimitée des unités industrielles le long des lacs et des fleuves.

Les éléments traces métalliques, appelés communément métaux lourds, sont en réalité des constituants naturels de la croûte terrestre, qui peuvent se disséminer, notamment dans le milieu aquatique par divers phénomènes tels que l'érosion et les volcanismes. Certains écosystèmes sont naturellement riches en éléments traces métalliques. Cependant, d'autres peuvent être affectés suite à une contamination diffuse ou permanente.

Les eaux de ruissellement transportent généralement des quantités importantes en éléments traces métalliques qui provoquent une contamination du milieu aquatique. L'eau, les sédiments et les organismes vivants (faune et flore) sont trois compartiments en perpétuelle relation. Il existe en effet des échanges très importants entre les différentes phases (aqueuse, solide et biotique) du milieu aquatique. En conséquence, les ETM sont distribués entre l'eau, les sédiments et les organismes vivants.

Le présenttravail va porter sur un cours d'eau très important dans le Constantinois "Oued Rhumel" et ses affluents qui alimentent les barrages Hammam Grouz et Beni Haroun, dont les eaux sont destinées à l'alimentation en eau potable, à l'irrigation et à l'industrie.

Cette étude, relative à l'évaluation et au suivi de la qualité physico-chimique, de la pollution organique, d'une éventuelle contamination métallique des eaux du Rhumel et de celles des barrages Hammam Grouzet Beni Haroun ainsi que l'évaluation de la qualité des sédiments(de l'Oued Rhumel, de ses affluents et des deux barrages)et leur degré d'une éventuelle contamination en ETM, s'inscrit dans le contexte d'une étude pluridisciplinaire sur les écosystèmes aquatiques. Nous allons mettre en évidence l'état de la qualité des eaux vis-à-vis d'une pollution organique provenant des rejets diffus d'une agglomération très importante celle de "Constantine", d'une éventuelle contamination métallique au niveau des compartiments eau et sédiments. Ces derniers constituent le réservoir des ETM, raison pour laquelle nous nous sommes intéressés à analyser ce compartiment.

L'Oued Rhumel a fait l'objet de nombreuses précédentes études relatives à la pollution organique et son impact sur les diatomées (Afri et Pauwels, 1983), sur la faune macro-invertébrée (Mehennaoui-Afri, 1998), à la contamination métallique et la qualité biologique (Djeddi et Laouar,

Introduction

2001), à la pollution organique des eaux et la contamination métallique des sédiments (Benlatreche et Benslimen, 2002 ; Afri-Mehennaoui et *al.*, 2004), au transfert des métaux lourds vers la faune et la flore aquatique (Sahli, 2002), à la contamination métallique des compartiments (eau, sédiment, faune et flore) (Afri, 2006), à la qualité physico-chimique et pollution organique (Khaldi et Melghit, 2007), et à la pollution métallique (Cr et Cd) (Zeriref, 2008). Ce travail vient compléter l'ensemble des travaux cités précédemment et contribuera à enrichir les données en fournissant plus d'informations sur la contamination métallique du compartiment sédimentaire des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun ainsi que de l'Oued Rhumel et de certains de ses affluents.

L'objectif du présent travail consiste à :

dans un premier temps, suivre et évaluer la qualité globale des eaux :

- La physico-chimie des eaux est évaluée par la mesure de la température, le pH, la conductivité électrique, le résidu sec et les éléments minéraux majeurs (Ca, Na, K, Cl, SO₄...).
- Le degré de pollution organique est estimé par la détermination de paramètres révélateurs : l'oxygène dissous, la matière organique, DCO, DBO₅, les matières en suspension, les différentes formes azotées (NH₄, NO₂, NO₃) et les phosphates ;

et voir s'il y a présence d'une contamination métallique à travers le dosage de cinq ETM (Cd, Cr, Cu, Pb et Zn) ;

dans un deuxième temps, apprécier la qualité des sédiments et évaluer leur degré de contamination métallique:

- La physico-chimie des sédiments est appréciée par la mesure de la conductivité électrique, le pH, le calcaire total.
- La contamination métallique est évaluée par le dosage de cinq ETM cités précédemment.

Nous allons rendre compte du protocole expérimental réalisé. Notre investigation est consignée dans document articulé en cinq grands chapitres : le premier chapitre est consacré à une synthèse bibliographique sur la pollution des écosystèmes aquatiques et les éléments traces métalliques. Le deuxième chapitre est consacré à la présentation de la zone d'étude : situation, lithologie, hydrologie, climatologie, géologie et socio-économie. Le troisième chapitre présente le matériel utilisé et les méthodes d'analyses suivies pour les compartiments eau et sédiments. Dans le quatrième chapitre, sont présentés les résultats obtenus après analyses, ainsi qu'une analyse statistique approfondie, afin de mieux interpréter les résultats obtenus et identifier les différentes corrélations entre les différentes variables étudiées. Avant de conclure ce travail, un cinquième et

Introduction

dernier chapitre, est consacré à la discussion et à l'interprétation des résultats obtenus pour les différents paramètres mesurés et déterminés.

Chapitre 1 :

Pollution organique et
contamination par les ETM des
écosystèmes aquatiques

Introduction

Le terme « pollution » désigne toute modification défavorable du milieu naturel, qui paraît en totalité ou en partie comme un sous-produit de l'action humaine, au travers des effets directs ou indirects altérant les critères de répartition des flux d'énergie, des niveaux de radiation, de la constitution physico-chimique du milieu naturel et de l'abondance des espèces vivantes. Ces modifications peuvent affecter l'homme directement ou à travers des ressources agricoles, en eau et en produits biologiques. Elles peuvent aussi l'affecter en altérant les objets physiques qu'il possède ou les possibilités réactives du milieu (1^{er} Rapport du Conseil sur la qualité de l'environnement de la Maison Blanche, 1965, *in* Ramade, 2002).

La pollution est la dégradation d'un écosystème par la diffusion, comme sous-produit involontaire d'une activité humaine, d'agents matériels, les polluants, qui rendent ce milieu malsain, dangereux ou qui dégradent les conditions de vie (Chiroleu – Assouline, *in* Veyret, 2007).

Elle peut être définie également, comme la surexploitation des capacités d'autoépuration du milieu naturel (Khaled, 1995). En effet, pendant longtemps, les eaux souterraines étaient pures car le passage dans les roches poreuses joue un rôle de filtre et elles s'autonettoient grâce aux bactéries aérobies et anaérobies. Mais, depuis quelques années, ces nappes sont touchées par la pollution car les bactéries ne parviennent plus à l'enrayer assez rapidement. Dans le cas des fleuves, des rivières et des cours d'eau, si la source polluante est maîtrisée, l'eau en mouvement se renouvelle et peut donc se nettoyer (Khamar et *al.*, 2000). La pollution résulte de l'introduction dans un milieu de substances conduisant à son altération (Gaujous, 1995).

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

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

1.1 . Pollution organique

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

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

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

Les composés azotés contribuent à la pollution organique, suite à la dégradation de l'urée, et des acides aminés, ce sont d'abord les formes ammoniacales qui dominent en milieu désoxygéné; la fraction d'ammoniaque non dissociée (NH_4) est toxique pour le poisson. Lorsque les eaux sont réoxygénées, l'ammoniaque se transforme en nitrates, avec un stade intermédiaire les nitrites (eux-mêmes toxiques) (Rodolph, 1990).

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

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

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

De ces faits, il s'en suit que la pollution organique au sein des écosystèmes aquatiques est importante du point de vue impact, en fait, les effets de cette forme de pollution se prolongent plus

en aval avec l'apparition des algues filamenteuses fixées pour les eaux vives, et un plancton très abondant dans les eaux lentes (Rodolph, 1990).

1.2 Pollution chimique

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

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

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

Nous détaillerons dans le chapitre suivant l'effet de substances chimiques "métaux lourds" ou appelés récemment ETM, conduisant à une contamination métalliques des eaux et des sédiments qui s'y rapportent.

1.3. Conséquences de la pollution des milieux aquatiques

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

La pollution de l'eau, quelque soit sa nature (organique, chimique ou microbiologique,...) peut avoir des conséquences désastreuses, en se traduisant par des effets très spécifiques dus aux particularités écologiques propres aux milieux aquatiques (Ramade, 2002). En effet, les microorganismes aérobies engendrent une autoépuration des eaux qui se traduit par un épuisement de l'oxygène présent dans l'eau, lequel est indispensable pour la faune aquatique. Cette régression du taux d'oxygène conduit à une asphyxie chez les espèces animales aquatiques, ainsi qu'à la disparition de la faune des eaux propres en aval d'un émissaire d'égout (Nollet, 1996).

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

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

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

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

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

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

1.4. Pollution des milieux aquatiques par les éléments traces métalliques

L'eau a depuis longtemps été l'exutoire qui permettait d'évacuer plusieurs types de déchets entre autres les métaux lourds ou appelés dernièrement les éléments traces métalliques (ETM). Dans ce chapitre, nous abordons une définition des ETM et leurs caractéristiques, leurs sources et leurs effets vis-à-vis des écosystèmes aquatiques.

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

1.4.1. Définition générale des éléments traces métalliques et leurs caractéristiques physico-chimiques

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

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

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

Cependant, d'autres peuvent devenir toxiques (plomb ou mercure par exemple...). En effet, l'impact de ces substances sur l'environnement est complexe, tant leurs actions toxiques peuvent être directes ou indirectes sur les individus, les populations ou les écosystèmes, tant aussi les phénomènes de synergie sont possibles et les déclenchements des effets complexes (Devauchelles, 2002).

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

Contrairement à d'autres polluants, comme les hydrocarbures dérivés du pétrole, et aux déchets qui envahissent l'environnement au vu de tout le monde, les métaux lourds ou les éléments traces métalliques s'accumulent subrepticement, pour finir par atteindre des seuils toxiques. Les problèmes associés à la contamination par les métaux lourds ont été tout d'abord mis en évidence dans les pays industriellement avancés en raison de leurs déversements industriels plus importants (Kurland *et al.*, 1960; Nitta, 1972; Goldberg, 1979 ; *in* FAO, 2009).

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

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

A l'état naturel, le cadmium se présente sous deux degrés d'oxydation (0 et +2). C'est un métal très ductile, bon conducteur et résistant à la corrosion par l'humidité à pH alcalin ou neutre (Lavoix, 1978 *in* Sahli, 2002). Le cadmium est insoluble dans l'eau et les solvants organiques mais

facilement attaqué par les acides. Il est très mobile dans l'eau et dans le sol. Il représente un élément métallique très toxique sous toutes ses formes (solide, vapeur, sels, composés organiques).

Le chrome est un élément chimique de symbole Cr et de numéro atomique 24, son poids atomique relatif est de 52. Son étymologie vient du grec « Chroma » qui signifie couleur d'où les composés dérivés de cet élément sont diversement colorés (Encyclopédie Universalis, 2005). C'est un métal gris lustré qui résiste extrêmement bien aux agents corrodants ordinaires. Sa teneur dans la croûte terrestre est d'environ 100 ppm (Ramade, 2002). Presque tout le Cr trouvé dans les roches formant la croûte terrestre est trivalent bien que le chrome puisse prendre neuf états d'oxydation différents, de (- II) à (VI). Le Cr est extrait essentiellement de la chromite, minéral qui contient entre 40 à 60 % d'oxyde de chrome. La présence du chrome dans l'environnement peut avoir une origine naturelle (altération des roches, précipitations, retombées atmosphériques..) ou une origine anthropique (mise en décharge, rejets pétroliers, tanneries...) (Ineris, 2005).

Le cuivre est présent dans la nature dans un large éventail de gisements de minéral. Il entre dans la fabrication des tissus, des peintures marines, des conducteurs et fils électriques, des appareils et tuyaux de plomberie, des pièces de monnaie et des ustensiles de cuisine (Ontario, 2004). Il peut être présent dans l'eau à partir du contact avec des minéraux porteurs de cuivre ou de déchets minéraux provenant de la production de cuivre (Kemmer, 1984). Il peut se concentrer dans les eaux naturelles généralement à des teneurs inférieures à 1mg/l et ses principales sources anthropiques sont les industries, les traitements agricoles et la corrosion des tuyauteries (0,5 à 1 mg/l) (Rodier et al., 2005). Son numéro atomique est 29 et sa masse atomique est de 63,546 g/mole. Son point de fusion 1083°C (Nriagu, 1990). Le cuivre peut être relâché dans l'environnement par des sources naturelles et par les activités humaines. C'est un métal malléable et ductile. Il est un excellent conducteur d'électricité et de chaleur (Recommandations canadiennes pour la qualité des sols (cuivre), 1997). Quand le cuivre se trouve dans le sol, il se lie fortement aux matières organiques et aux animaux. Par conséquent, il ne voyage pas très loin et il ne pénètre presque jamais dans les eaux souterraines. Dans les eaux de surface, le cuivre peut parcourir de longue distance, que se soit suspendue sur des particules de boue ou comme ion libre.

Le plomb, quant à lui, est un élément métallique de nombre atomique 82 et de masse atomique 207.2 g/mole. Sa valence est de (+2) et (+4). C'est un métal bleuâtre, blanchissant lentement en s'oxydant, malléable et très ductile. Il est présent sous diverses formes dans tous les compartiments environnementaux (hydrosphère, stratosphère, biosphère, atmosphère mais surtout dans la croûte terrestre et le sol où il représente 0.002%). Il se présente sous formes de composés organiques (plomb tétraméthyle et plomb tétraéthyle) et inorganiques (sels de plomb). Il est sensible

à la fatigue thermique et possède une faible conductivité électrique. En milieu aqueux, le plomb forme des ions complexes avec les anions organiques (PbOH^+ , PbNO_3^+ , ...). Il donne des alliages avec de nombreux métaux, en particulier avec l'étain, le bismuth, le cadmium, l'antimoine, le fer, le cuivre et l'argent.

Le zinc, de numéro atomique 30 et de masse atomique 65.409 g/mole, est un métal de couleur bleu-gris. Son état d'oxydation le plus commun est +II (appelé ion zincique). Il provient des mines, de l'industrie métallurgiques ou d'opérations de traitement des métaux. Il peut réagir avec les éléments ambiants : humidité, oxygène, dioxyde de carbone, etc., pour former une patine. Cette patine se traduit par une diminution progressive de l'éclat métallique de la surface. La couche formée, insoluble, adhérente et protectrice, a comme constituant principal du carbonate basique de zinc. Le degré d'oxydation du zinc est 2, et il peut être monovalent dans des conditions anaérobies. Le Zn^{2+} domine à un pH acide et il commence à s'hydrolyser à pH 7.5 en formant l'hydroxyde de zinc ($\text{Zn}(\text{OH})_2$). Le zinc divalent peut s'adsorber sur les suspensions minérales et se complexer ainsi avec les matières organiques (Kemmer, 1984).

1.4.2. Sources des éléments traces métalliques

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

1.4.2.1. Source naturelle

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

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

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

et transportés tels quels dans les sols et sédiments. Il y a d'autre part, les sulfures et carbonates, très altérables, qui seront attaqués chimiquement. Les éléments métalliques peuvent changer de support. Une partie soluble sera évacuée avec l'eau, vers les sols, les sédiments ou la nappe phréatique. Une partie sera piégée dans les argiles et sédiments de ruisseau.

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

1.4.2.2. Source anthropique

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

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

- Industries et les émissions atmosphériques.
- Lessivage des zones d'épandage et de stockage de déchets industriels et domestiques.
- Extraction des minerais.
- Métallurgie et cimenterie ...

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

1.4.3. Notion de biodisponibilité des ETM

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

1.4.3.1. Biodisponibilité dans l'eau

Les éléments traces sont présents dans l'environnement sous des formes chimiques différentes. En effet, dans les eaux naturelles, ils se trouvent à de très faibles concentrations aussi bien dans la phase dissoute que dans la phase particulaire. La phase dissoute renferme des métaux sous forme d'ions hydratés, de complexes inorganiques ou organiques. Ainsi, dans cette phase dissoute, les métaux peuvent être associés à la fraction colloïdale. Dans la phase particulaire, les ETM sont liés aux particules depuis l'adsorption jusqu'à la liaison au sein même de la matrice minérale. Les proportions des différentes formes d'un minéral dans un biotope donné dépendent des caractéristiques physico-chimiques de ce biotope (température, dureté, matière organique, cations, anions ...). Seules certaines formes de l'élément métallique (ions libres hydratés, certaines espèces inorganiques ou organiques) peuvent être assimilables. Cependant, selon l'organisme considéré, les modes d'assimilation peuvent être différents. En effet, pour un même organisme, plusieurs facteurs comme l'âge, la taille, le cycle de reproduction, peuvent également modifier les modes d'assimilation et donc seule une fraction de la concentration totale en métal présente dans le milieu est biodisponible pour un organisme (Le Goff et Bonnomet, 2004).

1.4.3.2. Biodisponibilité dans les sédiments

Le compartiment sédimentaire est un système complexe en interaction continue avec l'eau. Il comprend deux phases : liquide (l'eau interstitielle) et solide composée de matériaux naturels (roche mère, débris animaux et végétaux) et de granulométrie (sable, limon et argile) hétérogènes. Les sédiments abritent divers types d'organismes qui interagissent avec le milieu : micro invertébrés, algues, invertébrés benthiques... Ces différents organismes participent à la dégradation et à la décomposition de la matière organique, à l'oxygénation et l'hydratation des couches superficielles du sédiment (Bonnomet, 2008).

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

chimiques telle que salinité, dureté, pH... Enfin, l'effort et l'activité de la micro faune peuvent avoir une influence sur la biodisponibilité des ETM une fois ces derniers sont assimilés. Cependant, les ETM ainsi résorbés redeviennent par la suite biodisponibles via la phase aqueuse où l'équilibre entre les deux phases aqueuse et solide est rarement atteint vis-à-vis des teneurs en ces éléments métalliques.

1.4.4. Toxicité des ETM vis-à-vis de la vie aquatique

Toute substance peut entraîner une contamination de l'écosystème, ce n'est qu'une question de concentration et de durée d'exposition. Vu leur caractère de sédimentation, les ETM finissent par s'accumuler au niveau des sédiments. Ces derniers, réservoirs des contaminants, forment une part intégrale dans le cycle biogéochimique des métaux lourds. En effet, ils peuvent servir de transport des composés toxiques et les relâcher dans l'environnement, contribuant par voie de conséquence aux phénomènes de concentration (LCPE, 1994). Selon Miquel (2001), le risque associé à la présence des éléments traces métalliques dans les écosystèmes aquatiques, est la possibilité de leur transfert dans les chaînes alimentaires, en s'accumulant tout au long de ces dernières et ils provoquent par la suite des effets nocifs à court ou à long terme.

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

Chrome : Le zinc est un élément indispensable à de faibles concentrations pour la vie aquatique notamment celle des animaux. C'est un constituant majeur de certaines enzymes où il intervient dans différentes réactions métaboliques. Cependant, il peut devenir toxique au-delà d'une certaine concentration lorsque sa biodisponibilité atteint ou dépasse le seuil de tolérance. Sa toxicité est généralement liée à sa forme chimique. En effet, le chrome 6 est très toxique que le chrome 3 vis-à-vis des espèces de poisson. Cette toxicité se traduit par son passage à l'état de Cr6+, une telle forme est très toxique pour la vie aquatique.

Cuivre : Le cuivre peut bloquer la photosynthèse à partir de 1µg/g chez certaines espèces de phytoplancton aquatique. Les animaux sont diversement sensibles à la contamination par le cuivre :

le crustacé *Nauplius elminustolère* 10µg/g tandis que l'oursin *arbacia* est tué à 0,3µg/g (Augier, 2008). Par son action sur les racines des plantes, le cuivre altère leur développement et la perméabilité de leur membrane cellulaire causant le lessivage de certains ions (K⁺, PO₄⁻...) (Kabata-Pandias et Pandias, 1992).

Plomb : Le plomb est un élément rare dans l'environnement. L'atmosphère est son principal vecteur vers les écosystèmes aquatiques (Nakhlé, 2003). Chez certains bivalves, le plomb inhibe l'enfouissement et place donc le mollusque dans des conditions précaires de protection vis-à-vis des prédateurs (Mac Greer, 1979). Ainsi, le plomb retarde, voire inhibe, le développement embryonnaire de la moule et augmente le pourcentage de larves anormales. L'utilisation abusive du plomb ou de l'un de ses composés est proscrite en raison de sa toxicité et son écotoxicité trop élevées. En effet, la toxicité du plomb varie suivant la forme sous laquelle il peut se présenter dans le milieu. Le plomb inorganique est légèrement toxique, cependant, le plomb organique, particulièrement le plomb tétraméthyle est très toxique vis-à-vis de la végétation aquatique. Selon Moore (1991), l'algue verte *Chlorella Saccharophilane* peut pas tolérer des concentrations en Pb qui dépassent 63 mg/l.

Zinc : Le zinc induit la formation de composés insolubles au niveau des muqueuses recouvrant les branchies des mollusques et des poissons, perturbant la fonction respiratoire. Il affecte également la mue des crustacés. Le plus inquiétant est que le zinc est désormais reconnu comme un cancérigène lent, mais puissant (Augier, 2008). Selon Brémond et Vuichard (1973), le zinc est considéré comme étant un élément toxique même si les huitres possèdent la faculté de le concentrer. Chez les végétaux et à forte concentration, l'ion Zn²⁺ provoque le rétrécissement du xylème et inhibe la photosynthèse.

Chapitre 2 :

Présentation de la zone d'étude

Ce chapitre est consacré à la présentation de la zone d'étude : caractéristiques morpho-structurales, climatiques, lithologiques, hydrologiques et socioéconomiques de la zone d'étude.

2.1. Présentation et description du bassin versant Kébir-Rhumel

Un bassin est défini comme une entité topographique et hydrographique dans laquelle se produisent des entrées d'eau (sous forme de précipitations essentiellement, sans oublier les apports souterrains issus d'autres bassins) et où l'écoulement (et le transport de matériaux mobilisés par l'érosion) s'effectue suivant un système de pentes et de drains naturels en direction de l'exutoire ou embouchure du cours d'eau collecteur. *«Les processus de transfert d'eau s'expriment dans les réseaux hydrographiques, considérés comme des éléments linéaires, par opposition aux bassins versants, éléments de la surface terrestre »* (Bravard et Petit, 2000 in Mébarki, 2005). Cette unité de drainage est essentielle en hydrologie, affirme Mébarki (2005) : *« pas seulement parce qu'elle permet le calcul de bilans mais aussi parce qu'elle représente une unité fonctionnelle, qui rend compte d'une dépendance rigoureuse de l'amont à l'aval.. »*.

L'Oued Kébir-Rhumel, est un cours d'eau très important dans l'Est algérien. Il a contribué au façonnement du ravin Constantinois qui est célèbre dans toute l'Algérie par son pittoresque. L'oued Rhumel s'écoule sur une distance d'environ 208 Km et son bassin versant déborde largement les limites géographiques du Constantinois. Il s'étend des marges septentrionales des Hautes Plaines des sebkhas à la mer Méditerranée au Nord. Il est juxtaposé au bassin de la Seybouse à l'Est et au bassin de la Soummam à l'Ouest. Les limites du Kébir-Rhumel sont très pertinentes sur la partie tellienne où les lignes de crêtes vivent rigoureusement. En conséquence, le calcul de la superficie du bassin versant Kébir-Rhumel diffère souvent d'un opérateur à un autre ; elle est de l'ordre de 8795 km², cependant selon les données de l'ANRH elle est de 8815 km².

2.2. Situation géographique

Le bassin versant Kébir-Rhumel est l'un des plus grands bassins hydrographiques importants en Algérie. Il couvre une superficie de 8115 Km² et possède une façade maritime d'environ 7 Km. Il est centré 36° de latitude Nord, de 7° de longitude Est. Il est subdivisé en 7 sous bassins.

Le Kébir-Rhumel prend sa source vers 1160 m dans les marges méridionales du Tel, au nord de Bellaa. Il est limité au nord par les deux bassins côtiers constantinois ouest et centre, au sud par le bassin versant des Hauts plateaux constantinois, à l'est par le bassin versant de la

Seybouse, drainé par l'oued Seybouse et à l'ouest le bassin hydrographique Algérois-Hodna-Soummam (Figure 1).



Figure 1: Situation géographique du bassin versant Kébir-Rhumel et ses sous bassins versants.

(Cahiers de l'ABH-C.S.M, n°02,1999)

2.3. Aspect géologique

La géologie de l'importante surface du bassin versant du Kébir-Rhumel reflète clairement l'aspect lithologique de la zone centrale de l'Est Algérien.

L'oued Kébir-Rhumel, long de 200 km, draine plusieurs domaines géologiques et hydrogéologiques très différents. Il va de soi que cette hétérogénéité du bassin versant provoque des influences différentes sur le régime des cours d'eau conjointement à celles dues à la répartition des précipitations.

De la source à la mer, on rencontre schématiquement 5 grands domaines géologiques et hydrogéologiques.

➤ **Le domaine des Hautes-Plaines Sud-Constantinoises**

Il est constitué de deux grandes unités lithologiques:

- Les massifs carbonatés du néritique constantinois: Composés de 1 000 à 1 200 m de calcaires jurassiques et crétacés, ils émergent en horsts très karstifiés de 10 à 100 km² limités par des abrupts imposants. Au pied de ces massifs, dans la zone d'éboulis, émergent de grosses sources karstiques: Ain Fesguia à la base du Guérioun, Ain Fourchi (pompages de 300 l/s aux fins de l'irrigation) au sud d'Ain M'lila et à l'est du Djebel Nif Ennser, Ain Bou-Merzoug au nord du massif du Fortas.

- Les plaines captées alimentent les oueds (haut-Rhumel et Bou Merzoug) qui drainent les différentes plaines quaternaires cloisonnées par les djebels calcaires.

Sur l'ensemble de ces plaines, les nappes phréatiques sont activement exploitées pour l'irrigation par gravité des cultures maraîchères.

➤ **Le bassin néogène de Constantine-Mila**

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

➤ **La dorsale Kabyle et des massifs gréseux numidiens**

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

➤ **Le socle granitique et cristallophyllien de la petite Kabylie d'El-Milia**

Au sud d'El-Milia, la vallée du Kébir-Rhumel s'encaisse dans les formations du socle. De telle vallée, large de 1 à 2 Km, renferme des graviers et des sables alluviaux très abondants. La nappe alluviale, en partie exploitée, constitue à l'opposé des formations du socle, la ressource hydraulique la plus importante du secteur (Mébariki, 1984).

➤ **Le domaine des «nappes» tectoniques de Djemila**

A l'ouest de Ferjioua, les «nappes» de Djemila sont formées d'une alternance de marnes et de calcaires marneux (Jurassique-Crétacé-Eocène). Les niveaux calcaires les plus épais donnent des sources à débit relativement faible, excepté la source faiblement thermique d'AïnHamman qui contribue en partie à l'alimentation de l'Oued El Kébir-amont (Oued Enndja).

2.4. Aspect topographique

S'étendant entre la mer méditerranéenne au Nord et les Hautes plaines des lacs salés au Sud, le bassin du Kébir-Rhumel présente un relief compartimenté, reflétant une nette position topographique Tell-Hautes plaines (fig.2).

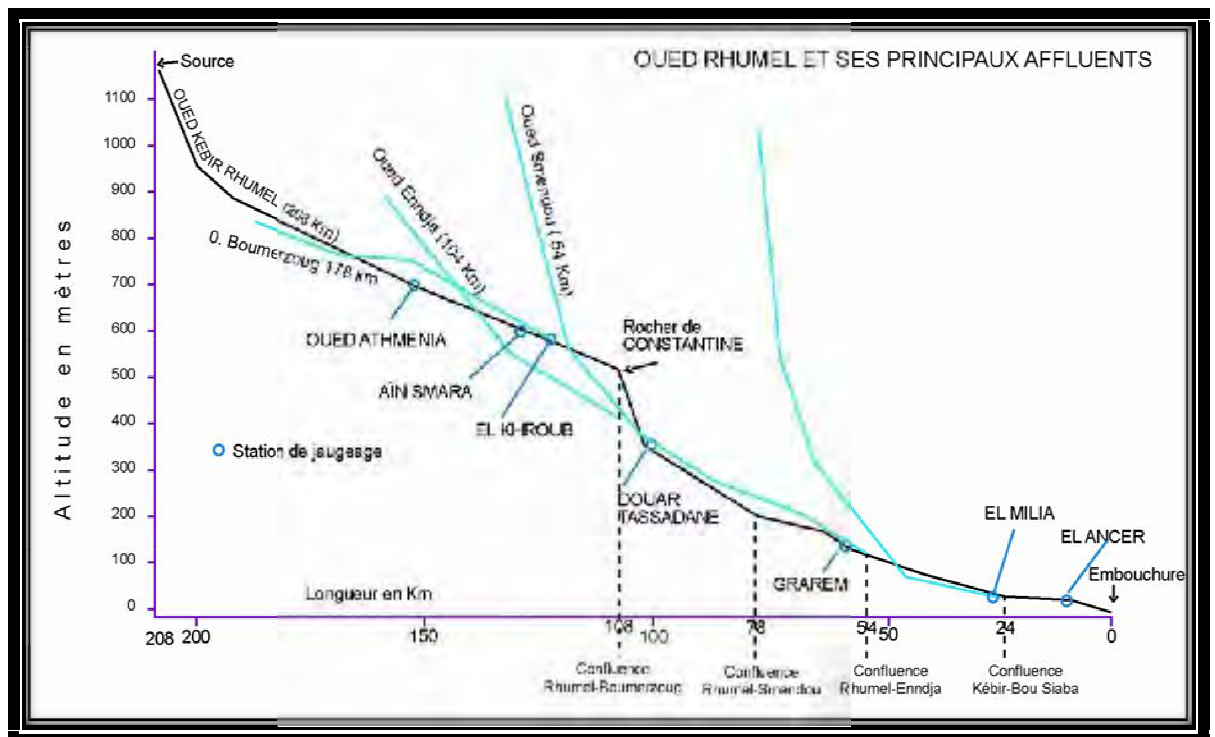


Figure 2: Profil en long de l'Oued Kébir-Rhumel.
(D'après Mébarki, 1982 et 1984 ; in Mébarki, 2005).

2.5. Réseau hydrographique

Le bassin du Kébir-Rhumel est drainé par deux cours d'eau très importants : l'Oued Rhumel dans la partie Sud et l'Oued Endja dans la partie Ouest. La confluence de ces deux oueds à l'aval de Grarem donne naissance à l'Oued El Kébir, lequel rejoint plus au Nord la Méditerranée.

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

- Oued Enndja : d'un linéaire de 15 Km, il naît à la confluence de l'Oued El Kébir et de l'Oued Redjas. Son lit possède une forme lithologique très intéressante du point de vue hydrogéologique ce qui explique le réseau hydrologique dense du barrage Beni Haroun.
- Oued El Kébir : prend sa naissance des deux oueds précédents, Rhumel et Endja, d'un linéaire de 56 Km et se déverse dans la mer.

Ainsi, le bassin du Kébir-Rhumel présente un chevelu hydrographique très dense totalisant un réseau de plus de 4200 km (fig.3).



Figure3: Carte du réseau hydrographique du bassin versant Kébir-Rhumel.

(Cahiers de l'ABH, C.S.M, n°02, 1999)

2.6. Climatologie

Les facteurs climatologiques sont dans l'ensemble des variables aléatoires permettant d'expliquer quantitativement les variations du régime hydrologique.

2.6.1. Pluviométrie

Les précipitations constituent le facteur essentiel qui gouverne l'écoulement des cours d'eau. En effet, ils ont un effet direct sur le débit, les matières en suspension et les phénomènes de dilution. Le bassin versant Kébir-Rhumel rassemble sur toute sa superficie vingt deux stations pluviométriques qui se répartissent comme suit (Tabl. 1, fig. 4):

Tableau 1 : Stations pluviométriques sur le bassin du Kébir-Rhumel.
(Cahiers de l'ABH, C.S.M, n°02, 1999).

<i>Sous - bassins</i>	<i>Nombre de stations pluviométriques</i>
OuedDehamcha-KébirAmont	4
OuedKébirAmont-Endja	1
OuedKébirAmont	5
OuedRhumel-Seguen	3
OuedBoumerzoug	3
OuedRhumel-Smendou	2
Oued Kébir-Maritime	4



Figure 4: Stations pluviométriques du bassin versant Kébir-Rhumel.
(Cahiers de l'ABH, C.S.M, n°02, 1999).

Le bassin versant Kébir-Rhumel présente des pluies d'automne, d'hiver et de printemps, elles sont à la fois faibles et irrégulières. D'après les données fournies par l'A.N.R.H relatives aux différentes stations pluviométriques localisées au niveau de notre étude au cours de l'année 2009, comme le montre le tableau (2), nous remarquons que :

- Le taux des précipitations diffère non seulement d'une station à une autre mais aussi d'une saison à l'autre.
- Le maximum des précipitations est enregistré généralement au mois de décembre. Les tableaux ci-dessous montrent les variations annuelles.

Tableau 2: Données pluviométriques de la région de Constantine. (O.N.M de Constantine).

	Sept	Oct	Nov	Déc	Janv	Fév	Mars	Avr	Mai	Juin	Juil	Aout	Annuel
2006	47,7	8,6	21,2	148	18,3	40,2	150,3	89,4	22,2	15,1	2,4	13,1	576
2007	53,2	37,6	38,9	131,9	12,6	15,4	102,9	22,6	62,6	20,3	3,9	11,2	513,1
2008	68,2	22,2	47,1	24,6	105,7	59,5	76	133	71,5	0,6	6,1	24,6	639,1
2009	136,5	54,8	24,3	61,1	96,4	43,8							

2.6.2. Température

Le bassin du Kébir-Rhumel doit à sa position un climat méditerranéen avec des hivers doux, des étés chauds et secs mais loin d'être désertique.

Les températures mensuelles et annuelles ne sont pas disponibles. De ce fait, nous avons mentionné uniquement la température moyenne des années (2004, 2005 et 2006) pour la wilaya de Constantine.

Tableau 3: Température moyenne mensuelle en °C.
(Station météorologique d'Ain El Bey, Constantine).

	Janv	Fév	Mars	Avr	Mai	Juin	Juil	Aout	Sept	Oct	Nov	Déc
2004	7.2	8.8	10.6	11.9	15.1	21.4	25.7	26.9	21.0	19.4	9.9	7.9
2005	4.6	4.7	10.8	13.2	19.2	23.9	26.8	24.7	21.1	17.8	11.8	7.0
2006	5.5	6.9	11.0	15.6	20.1	24.9	26.8	24.4	21.0	19.1	12.5	8.4

Nous remarquons que la température moyenne la plus élevée 26.8 °C est enregistrée au mois de juillet (2004 et 2005).

2.6.3. Vents

Le vent est un facteur climatique très important, car il joue un rôle fondamental dans le transport, la propagation et la dissémination des polluants de différentes tailles vu ses caractéristiques de direction et de force. Les vents soufflant sur le bassin du Kébir-Rhumel sont ceux du Nord-Est qui apportent les pluies et qui sont souvent secs et froids.

2.7. Socio économie

Le facteur socio-économique de la région d'étude est très important vu son impact sur l'interprétation du phénomène de pollution et ses diverses sources.

2.7.3. Barrages

Le bassin du Kébir-Rhumel compte actuellement deux barrages en exploitation: Oued Athmania et Beni Haroun, ainsi que plusieurs retenues collinaires (fig.6).



Figure 6 : Carte des principaux barrages du bassin du Kébir-Rhumel.

(ABH, C.S.M, 2012).

2.7.4. Assainissement

Parmi les cent agglomérations de plus de 2000 habitants en 1998, quatre vingt onze sont dotées d'un réseau hydrographique d'assainissement, qui totalise près de 1400 km (tab.4).

Parmi ces quatre vingt onze agglomérations, une seule possède deux stations de relevage : s'agissant de stations d'épuration, deux agglomérations parmi les cent incluses dans le bassin en possèdent. La première localisée à Constantine fonctionnant selon le principe de la boue activée, d'une capacité de 400.000 équivalents habitants, extensible à 800.000 équivalents habitants,

dimensionnée pour un débit moyen de 800 l/s et traitant actuellement un débit de 150 l/s. La deuxième à Oued Atmania traitant les eaux usées de Chelghoum Laid fonctionnant selon le principe de la boue activée à faible charge, d'une capacité de 45.000 équivalents habitants, extensible à 67.500 équivalents habitants, dimensionnée pour un débit de 46 l/s.

Tableau 4 : Assainissement des eaux usées urbaines dans le bassin du Kébir-Rhumel.

(A.B.H- CSM, n°2, 1999).

<i>Sous bassin</i>	<i>Agglomération</i>	<i>Wilaya</i>	<i>Linéaire (ml)</i>	<i>Type de réseau</i>	<i>Lieu de rejet</i>
10 01	Tassadane	Mila	3178	unitaire	O.ElKébir
10 01	Toumeselt	Mila	1075	//	O.ElKébir
10 02	Tessala Centre	Mila	2400	//	O.ElKébir
10 02	Bougherdaine	Mila	2600	//	O.Enndja
10 02	Sidi Merounae	Mila	25660	//	O.Enndja
10 02	Ras El Bir	Mila	8966	//	O.Enndja
10 02	Terai Beinen	Mila	5700	//	O.Enndja
10 02	Zouabi	Mila	4840	//	O.Enndja
10 02	Rouached	Mila	9800	//	O.ElKébir
10 03	Chelghoum L.	Mila	97827	//	STEP vers O. Rhumel
10 03	Djemaa Lkhdr	Mila	14238	//	STEP vers O. Rhumel
10 04	O.Atmania	Mila	18100	//	O. Atmania
10 04	Ain Smara	Constantine	26000	//	O. Rhumel
10 05	Constantine	Constantine	234000	//	STEP vers O.Rhumel
10 05	El Khroub	Constantine	59000	//	O. Boumerzoug
10 06	Mila	Mila	42300	//	O.Rhumel
10 06	Ain Tinn	Mila	16300	//	O.Ktone
10 06	Grarem Gouga	Mila	22135	//	O.Rhumel
10 06	Zighoud Y.	Constantine	31000	//	O.Smendou
10 06	H.Bouziane	Constantine	16000	//	O.Rhumel
10 06	Beni Hmidène	Constantine	12000	//	O.Smendou
10 07	Hammala	Mila	19984	//	O. Dib
10 07	El Milia	Jijel	34849	//	O. El Kébir

2.7.5. Agriculture

Le bassin du Kébir-Rhumel se caractérise par une agriculture mixte, traditionnelle (irrigation gravitaire) et moderne (irrigation par canaux d'aspersion), tout dépend du type de culture. La superficie actuellement irriguée dans le bassin est de 2679 hectares consommant un volume annuel de 27,65 hm³.

Les principales activités des périmètres irrigués sont essentiellement les cultures maraichères et l'arboriculture.

Afin d'atteindre la production nécessaire, il était important de développer des techniques et des stratégies de culture et d'autoriser l'usage de certains produits chimiques et organiques tel que les engrais et les pesticides pour améliorer les rendements et lutter contre les parasites et les maladies.

2.7.5.1. Engrais

Les engrais les plus utilisés en agriculture au niveau du bassin du Kébir-Rhumel sont les ammonitrates (33%) et les superphosphates (45%). Les engrais augmentent sans doute les rendements, mais contribuent surtout par leur utilisation excessive à la pollution des sols, des sédiments et des cours d'eau où les concentrations en nitrates, phosphates et leurs dérivés sont le plus souvent élevées

2.7.5.2. Pesticides

Comme pour les engrais, l'utilisation abusive et intense des pesticides organiques et ou minéraux conduit sans aucun doute à une contamination des sols, des eaux et des sédiments (tab.5).

2.7.6. Industrie

Aux alentours du bassin versant Kébir-Rhumel, le tissu industriel est surtout concentré autour des grandes agglomérations (Constantine, El Khroub, Chelghoum Laid, Hama Bouziane, Mila,...). Plusieurs industries sont alimentées par leurs propres forages, ou leurs propres puits. Il n'a pas été possible d'accéder à toutes les installations, et les renseignements recueillis traduisent un volume global alloué à ces installations de 13.679 m³/j soit 4.99 hm³/an (fig.7).

Tableau 5 : Nature des pesticides utilisés par les agriculteurs par culture et leurs doses à l'hectare. (Cahiers de l'ABH, C.S.M, 2002).

N°	Type de pesticide	Nature du pesticide	Matière active	Culture	Dose à l'hectare
1	Insecticide	Cyper.M25 EC	Cypermethrine	C.Maraichères	5 l/ha
2		Decis EC25	Deltamethrine	C.Maraichères	200 ml/ha
1	Fongicide	Artea	Cyproconazole + Propiconazole	Céréales	5 l/ha
2		Punch 40 ES	Flusilazol	Céréales	1 l/ha
3		Mancozebe80%	Mancozebe	C.Maraichères	250 g/ha
4		Bouillie de bordelaise	Sulfates de cuivre	C.Maraichères	6 kg/ha
5		Pelt 44	Thioplanate-Méthyl	C.Maraichères	0.1 l/ha

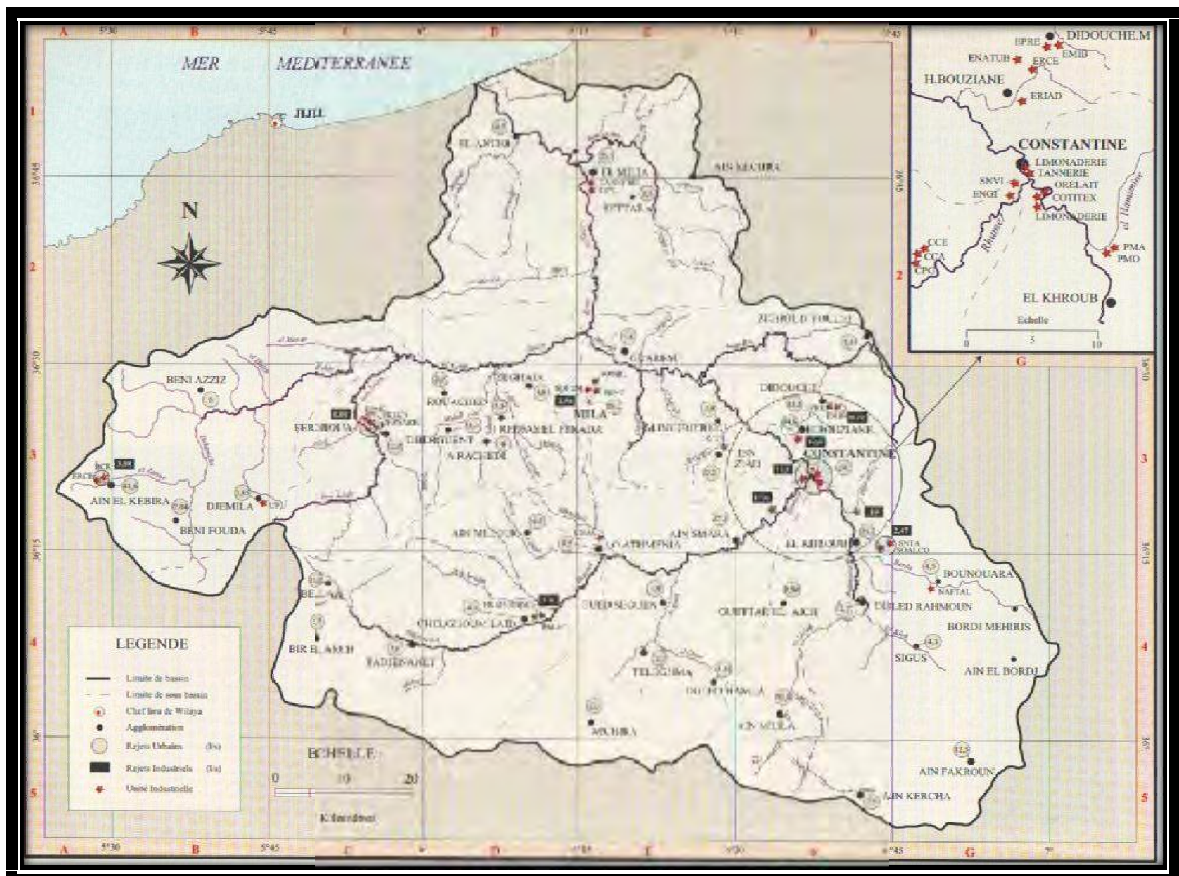


Figure 7 : Carte des rejets industriels dans le bassin versant Kébir-Rhumel(ABH-CSM,1999)

Chapitre 3:

Matériel et méthodes

Dans ce chapitre, nous présentons dans un premier lieu les compartiments eau / sédiments étudiés (localisation des stations de prélèvement). La nature des prélèvements ainsi que les méthodes analytiques mises en œuvre sont présentées dans un deuxième lieu. Enfin, dans un dernier lieu, nous précisons les méthodes statistiques utilisées afin de traiter l'ensemble des résultats obtenus.

3.1. Choix et localisation des sites de prélèvement

Le bassin du Kébir–Rhumel, est doté de plusieurs oueds qui constituent le récepteur de divers rejets (urbains, domestiques et industriels) et qui alimentent deux barrages : barrage Hammam Grouz et barrage Beni Haroun, respectivement en amont et en aval de la ville de Constantine. Le premier barrage a été mis en service en 1987 et le second en 1997. Ces deux barrages ont été déjà faits l'objet d'une étude de qualité des eaux en 2007 (Khaldi et Melghit, 2007). La présente étude va porter sur l'évaluation des deux compartiments Eau / Sédiments de l'Oued Rhumel, ses affluents et des deux barrages Hammam Grouz et Beni Haroun.

Il est à souligner que le barrage de Beni Haroun a été mis à l'eau en 2004 et n'a jamais été l'objet d'étude de qualité de ses eaux et de celles du barrage Hammam Grouz qu'en 2007 (Khaldi et Melghit, 2007). Ceci nous a motivé de suivre dans une première partie la qualité des eaux des deux barrages et de l'oued Rhumel ainsi que la qualité de quelques affluents qui alimentent les barrages et qui constituent une sorte d'affluents de l'oued Rhumel (oued Boumerzoug, oued Smendou, oued Metlili, oued Dib, oued Enndja, Oued Ktone...).

Ainsi, dans sa deuxième partie d'analyses, le présent travail portera sur le compartiment sédimentaire (paramètres de pollution organique et dosage d'éléments traces métalliques).

De ce fait, nous avons choisis cinq stations de prélèvement comme étant les plus représentatives pour le compartiment "Eau", afin d'évaluer la qualité des eaux, et 16 stations pour le compartiment "Sédiments" y compris les mesures physico-chimiques des eaux émergeant ce compartiment et voir s'il y a corrélation entre la physico-chimie des eaux et la qualité des sédiments.

3.1.1. Compartiment "eau"

Cinq stations ont été choisies en fonction d'une étude qui a été déjà menée par Khaldi et Melghit (2007), afin de mettre en évidence une pollution organique et une éventuelle contamination métallique : deux stations sur les barrages Beni Haroun et Hammam Grouz (Bge1 et Bge 5) et trois stations sur l'oued Rhumel (oued important dans le Constantinois).

➤ **Station 1 (Bg1)**

Située au niveau du barrage de Hammam Grouz à Oued Athmania. Cette station rendra compte de la qualité des eaux de ce barrage.

➤ **Station 2 (Rh2)**

Localisée sur l'Oued Rhumel, à Ain Smara au niveau de l'ancien pont sur la route de la nouvelle ville " Ali Mendjli ". Elle servira de station de référence en amont de la ville de Constantine, et en même temps permettra d'apprécier l'effet de la commune de Ain Smara sur la qualité des eaux du Rhumel.

➤ **Station 3 (Rh3)**

Elle est située sur l'Oued Rhumel, au niveau de la route de Constantine–Hamma Bouziane, sous le pont d'El-Menia. Cette station permet d'évaluer la qualité des eaux de l'Oued Rhumel alimentées par les rejets diffus ainsi que les eaux de ruissellement. Elle traduit l'impact d'une agglomération importante sur la qualité physico-chimique des eaux.

➤ **Station 4 (Rh4)**

Cette station est localisée en aval de la confluence de l'Oued Rhumel et l'oued Smendou. Elle permet d'évaluer la qualité des eaux qui alimentent le barrage de Beni Haroun.

➤ **Station 5 (Bg5)**

Localisée au niveau du barrage de Barrage Beni Haroun. Les eaux sont prélevées avant et après la digue et l'échantillon obtenu est un composite. Cette station rendra compte de la qualité des eaux destinées à l'AEP.

Tableau 6: Points de mesure (compartiments Eau) dans le bassin du Kébir-Rhumel.

(Cahiers de l'A.B.H SMC n° 12, 2009).

<i>Point de mesure</i>	<i>X (m) Lambert</i>	<i>Y (m) Lambert</i>	<i>Sous bassin</i>	<i>Origine des eaux</i>	<i>Commune et Wilaya</i>	<i>Observations</i>
Bge Hammam Grouz	822008	331686	O.Rhumel Amont	O.Dekri, O.Rhumel	Oued Atmania, Constantine	Destiné à l'alimentation en eau potable de Constantine
Ain Smara	843411	337097	O.Rhumel Segun	O.Rhumel et O.Segun	Ain Smara Constantine	Situé sur O.Rhumel, à la sortie de la ville de Ain Smara
Menia	848813	348298	O.Rhumel Smendou	O. Rhumel et O. Bumerzoug	Constantine Constantine	Situé sur O.Rhumel après la confluence O.Bumerzoug et O.Rhumel, à la sortie de la ville de Constantine (pont El Menia)
Bge Beni Haroun	820058	368369	Kébir Maritime	O.Endja O.Rhumel O.Smendou	Grarem Gouga Mila	Situé sur O.El Kébir près la confluence O.Endja et O.Rhumel. Destiné à l'alimentation en eau potable.

3.1.2. Compartiment "sédiments"

Seize stations ont été sélectionnées sur des lieux stratégiques en fonction des observations faites sur terrain (rejets, sources de pollution, affluent du Rhumel...) afin de mettre en évidence une éventuelle contamination métallique au sein du compartiment sédimentaire : trois stations sur l'Oued Rhumel (Rh3, Rh5 et Rh8), huit stations sur quelques affluents du Rhumel et sur des oueds dont les eaux alimentent les barrages Hammam Grouz et Beni Haroun (Bm4, Sm6, Mt7, Kt9, En10, Db11, Kb15 et KR16) et cinq stations sur les deux barrages cités précédemment (Bge1, Bge2, Bge12, Bge13 et Bge15).

➤ **Station 1 (Bg1)**

Située en amont du barrage Hammam Grouz à Oued Athmania (avant la digue de ce barrage). Cette station rendrait compte de la qualité des sédiments de ce barrage.

➤ **Station 2 (Bg2)**

Localisée sur l'Oued Rhumel en aval du barrage Hammam Grouz à Oued Athmania (après la digue). Elle rendrait compte de la qualité des eaux destinées à l'AEP ainsi que celle des sédiments.

➤ **Station 3 (Rh3)**

Située sur l'Oued Rhumel à Ain Smara au niveau de l'ancien pont sur la route de la nouvelle ville " Ali Mendjli ". Elle servira de station de référence en amont de la ville de Constantine, et en même temps permettra d'apprécier l'effet de la commune de Ain Smara sur les eaux du Rhumel et par voie de conséquence le compartiment sédimentaire.

➤ **Station 4 (Bm4)**

Elle est située sur l'Oued Boumerzoug, en aval du stade 17 Juin. Elle reflète la qualité des sédiments émergés par des eaux qui se jettent dans l'Oued Rhumel.

➤ **Station 5 (Rh5)**

Localisée sur l'Oued Rhumel en aval de Constantine, au niveau du pont d'El-Menia. Cette station permet d'évaluer la qualité des eaux en aval de Constantine et reflète la qualité des sédiments.

➤ **Station 6 (Sm6)**

Localisée en aval de la confluence Oued Smendou-Oued Rhumel. Elle permettrait l'évaluation de la qualité des sédiments couverts par les eaux du Rhumel destinées à l'alimentation du barrage Beni Haroun.

➤ **Station 7 (Mt7)**

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

➤ **Station 8 (Rh8)**

Cette station est localisée sur l'Oued Rhumel en aval de la commune de Grarem. Elle permet l'appréciation de la qualité des sédiments émergés par les eaux du Rhumel, qui alimentent le barrage de Beni Haroun.

➤ **Station 9 (Kt9)**

Située en aval de l'Oued Ktone, affluent de l'Oued Rhumel. Elle traduirait la qualité des eaux soumises aux rejets de la carrière de Ain Tinn et ceux du village de Sidi Khelifa. Elle donnera une idée sur la qualité du compartiment sédimentaire caractéristique de la station.

➤ **Station 10 (En10)**

Localisée en aval de l'Oued Ennedja. Cette station rendrait compte de l'état des sédiments de cet oued.

➤ **Station 11 (Db11)**

Située en aval de l'Oued Dib, l'un des oueds qui alimentent le barrage de Beni Haroun. Elle rendra compte de la qualité des eaux provenant de la commune de Hammala alimentant le barrage Beni Haroun.

➤ **Station 12 (Bge12)**

Située en amont du barrage Beni Haroun (avant la digue). Elle traduira la qualité des eaux et des sédiments du barrage Beni Haroun en amont.

➤ **Station 13 (Bge13)**

Cette station est localisée à environ 20 m de la digue du barrage Beni Haroun, dont les sédiments ont été prélevés à 50 m de profondeur. Elle permet d'évaluer la qualité des sédiments qui se déposent en profondeur du barrage.

➤ **Station 14 (Bge14)**

Cette station se localise en aval du barrage Beni Haroun, sur l'Oued Kébir. Elle révélerait la qualité des sédiments de l'Oued Kébir.

➤ **Station 15 (Kb15)**

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

➤ **Station 16 (KR16)**

Localisée en aval de la confluence des oueds Kébir et Rafrac. Cette station permettrait de déceler les effets de la confluence des deux oueds sur la qualité des eaux.



Figure 7': Localisation des stations de prélèvement (compartiments eau et sédiments)

3.2. Calendriers des prélèvements

Les prélèvements sont saisonniers (Hiver2010, Printemps2010) pour le compartiment Sédiments (tab.7), pour le compartiment Eau, les prélèvements sont mensuels durant l'année (2009) (tab.8).

Tableau 7: Calendrier des prélèvements du compartiment sédimentaire.

<i>Campagne de prélèvement des sédiments</i>	<i>Stations</i>	
Hiver 2010	Bge1, Bge2, Rh3,	Db11, Bge12, Bge13, Bge14,
(Janvier)	Bm4, Rh5, Sm6, Mt8,	Kb15, KR16
	Kt9, En10	(26/01/2010)
		(24/01/2010)
Printemps 2010	Bge1, Bge2, Rh3,	Db11, Bge12, Bge13, Bge14,
(Avril)	Bm4, Rh5, Sm6, Mt8,	Kb15, KR16
	Kt9, En10	(23/04/2010)
		(22/04/2010)

Tableau 8: Calendrier de prélèvement du compartiment "eau" (D : Date).

<i>Mois</i>	<i>Stations</i>				
	<i>Bg1</i>	<i>Rh2</i>	<i>Rh3</i>	<i>Rh4</i>	<i>Bg5</i>
<i>Janvier2009</i>	24	24	10	10	10
<i>Février2009</i>	21	21	8	8	8
<i>Mars2009</i>	15	15	15	15	15
<i>Avril2009</i>	30	30	17	17	17
<i>Mai2009</i>	14	14	9	9	9
<i>Juin2009</i>	20	20	18	18	18
<i>Juillet2009</i>	20	20	24	24	24
<i>Aout2009</i>	22	22	13	13	13
<i>Septembre2009</i>	17	17	4	4	4
<i>Octobre2009</i>	16	16	8	8	8
<i>Novembre2009</i>	15	15	23	23	23
<i>Décembre2009</i>	18	18	6	6	6

3.3. Nature des prélèvements

Nous avons procédé à une année de prélèvement pour le compartiment Eau (cinq stations) allant de Janvier (2009) à Décembre (2009), et à deux campagnes de prélèvements des sédiments durant Janvier (2010) et avril (2010). Certaines mesures physico-chimiques ont été réalisées sur terrain à chaque prélèvement pour les différentes stations pendant une année.

Tout le matériel utilisé pour la conservation des échantillons d'eau et des sédiments est préalablement traité afin d'éviter toute sorte de contamination des échantillons selon la technique décrite par Rodier et *al.* (2005).

Un protocole de terrain (annexe) regroupant toutes les informations relatives aux stations et aux prélèvements est rempli avec rigueur tout en prenant soin de noter toutes les observations en prévision de l'interprétation par la suite.

3.4. Prélèvement des échantillons d'eau

3.4.1. Mode de prélèvement

L'échantillon prélevé doit être représentatif et obtenu sans qu'il y ait une modification des caractéristiques physico-chimiques de l'eau (gaz dissous, matières en suspension,...etc.).

Tableau 9: Conservation des prélèvements (Rodier et *al.*, 2005).

Echantillon	Elément analysé	Conservateur	Température de conservation (°C)
A	Fer	Acide nitrique	4
	Cuivre	//	//
	Zinc	//	//
	Manganèse	//	//
	Dureté	//	//
B	Calcium		4
	CE		//
	Chlorures		//
	DBO ₅		//
	Magnésium		//
	MES		//
	Nitrates		//
	Nitrites		//
	Potassium		//
	Résidu sec		//
	Sulfates		//
	pH		//
	Température		//
C	Ammonium	Acide sulfurique	4
	Phosphore	//	//
D	DCO	Acide sulfurique	4
	MO	//	//
	O ₂ diss	//	//

Le mode de prélèvement varie suivant le type d'écosystème :

- Dans le cas d'un oued : Le prélèvement de l'eau doit se faire au milieu du lit de l'oued en plein courant à une profondeur d'environ 50 cm ou à mi-profondeur si la hauteur de l'eau est inférieure à 50 cm. Selon Rodier et *al.* (2005), il est impératif de prélever loin des rives et

des obstacles naturels ou artificiels, en dehors des zones mortes et des remous, tout en évitant la remise en suspension des dépôts.

- Dans le cas d'un barrage : Plusieurs points ont été choisis, à différentes profondeurs en tenant compte de l'hétérogénéité verticale et horizontale. Le recueil obtenu est un composite.

Environ 4 litres d'eau sont prélevés dans chacun des cinq points pour chaque station dans des flacons. Ces derniers et leurs bouchons doivent être lavés trois fois avec de l'eau à analyser, puis remplis complètement et bouchés tout en évitant la formation de bulles d'air. Les échantillons sont conservés avec des conservateurs (tab. 9) et laissés à basse température (2 à 4°C) dans des emballages isothermes.

3.4.2. Mesures physico – chimiques

3.4.2.1. Température

La mesure de la température a été effectuée sur terrain en utilisant un thermomètre gradué au 1 /10 et en respectant les consignes de Rodier et *al.* (2005). La température de l'eau a été mesurée dans le milieu même, oued ou barrage. La lecture a été faite après une immersion de 10 minutes du thermomètre à environ 15 cm de profondeur. Les résultats sont exprimés en °C.

3.4.2.2. pH

Le pH est pris avec un pH mètre électrométrique modèle (HI9024 micro computer pH meter), en plongeant l'électrode dans l'eau à environ 6 à 8 cm de la surface. Le pH mètre est étalonné avec des solutions étalons pH 4, 7 et pH 10 à 20°C (NF t 90-008). Les résultats sont exprimés en unités pH.

3.4.2.3. Conductivité électrique

La conductivité électrique a été mesurée à l'aide d'un conductimètre de laboratoire de type (HI9033 multirange conductimeter). L'appareil est préalablement étalonné avec des solutions de chlorure de potassium (KCL) (NF t 90-031). Les résultats sont donnés en µS/cm.

3.4.2.4. Résidu sec

La détermination du résidu sec se fait dans une étuve réglable à 105°C. 100 ml d'eau bien mélangée est évaporée dans une capsule tarée. Le résidu sec est ensuite pesé (Rodier et *al.*, 2005). Les résultats sont exprimés en mg/l.

3.4.2.5. Matières en suspension

La détermination des matières en suspension s'effectue par centrifugation. L'eau à analyser est centrifugée à 3000 tr /min pendant 20 minutes. Le culot recueilli, séché à 105°C pendant 1h 30 min à 2h. Le taux des matières en suspension est exprimé en mg /l.

3.4.2.6. Oxygène dissous

Mesuré au laboratoire par la méthode de WINKLER. En milieu alcalin, l'oxygène dissous forme avec de manganèse (II) hydroxyde ($Mn(OH)_2$) un précipité brun d'hydroxyde manganique (III) ($MnO(OH)_3$). La réduction de ce dernier en milieu acide en présence d'un excès d'iodure libère l'iode qui est dosé par le thiosulfate de sodium ($Na_2S_2O_3$) et en utilisant l'empois d'amidon comme indicateur. Lors du prélèvement, des flacons en verre fumé avec des bouchons émeris ont été remplis complètement et l'oxygène a été fixé sur le lieu en ajoutant du manganèse (II) hydroxyde et du potassium iodure. Les résultats sont exprimés en mg/l d' O_2 et en pourcentage de saturation qui est le rapport multiplié par 100 de la concentration d'oxygène (mg/l) dans l'échantillon sur la solubilité de l'oxygène à la température de l'eau lors du prélèvement (AFNOR, 1975).

3.4.3. Eléments minéraux majeurs

3.4.3.1. Cations

3.4.3.1.1. Calcium, magnésium, sodium et potassium

Le dosage de ces 4 éléments est effectué par spectrophotométrie d'émission de flamme. Lorsque les atomes d'un élément sont excités par une flamme, ils émettent des photons de longueur d'onde déterminée dont l'intensité peut être mesurée par spectrophotométrie. La concentration initiale du cation à doser est déduite de la valeur absolue de l'intensité de l'émission spectrale mesurée (Rodier et *al.*, 2005). Les teneurs en Ca^{++} , Mg^{++} , Na^+ et K^+ sont exprimées en mg/l. Les gammes d'étalonnage sont présentées dans le tableau suivant :

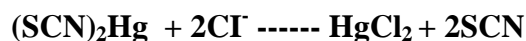
Tableau 10: Gammes d'étalonnage du calcium, du sodium et du potassium.

<i>Eléments dosés</i>	<i>Solutions étalons (mg /l)</i>						
	1	2	3	4	5	6	7
Calcium (Ca^{++})	5	10	20	40	60	80	100
Sodium (Na^+)	5	10	20	40	60	80	100
Potassium (K^+)	2.5	10	15	20	30	40	50

3.4.3.2. Anions

3.4.3.2.1. Chlorures (Cl⁻)

Le dosage des chlorures se fait selon la méthode colorimétrique. Le thiocyanate mercurique réagit en présence d'ions chlorures par double décomposition :



Il se forme du chlorure mercurique insoluble et il y a libération d'ions sulfocyanure, qui en présence d'ions ferriques donnent une coloration rouge intense, proportionnelle aux ions SCN⁻ et donc aux ions Cl⁻ (Rodier *et al.*, 2005). Les résultats sont exprimés en mg/l de chlorures. La gamme d'étalonnage est présentée dans le tableau suivant :

Tableau 11 : Gamme d'étalonnage des chlorures.

Elément dosé	Solutions étalons (mg /l)						
	1	2	3	4	5	6	7
Chlorures (Cl ⁻)	50	100	200	400	600	800	1000

3.4.3.2.2. Sulfates (SO₄⁻²)

Le dosage des sulfates se fait par la méthode turbidimétrique. Les ions SO₄⁻² sont précipités par le chlorure de baryum sous forme de sulfate de baryum très peu soluble selon la réaction chimique suivante :



La spécificité est bonne, le précipité (BaSO₄), très fin est maintenu en suspension par un produit tensioactif la gélatine. On effectue sur le trouble obtenu une mesure turbidimétrique à 435nm (ANRH, technique interne). Les résultats sont exprimés en mg/l de sulfates. La gamme d'étalonnage des sulfates est présentée dans le tableau suivant :

Tableau 12: Gamme d'étalonnage des sulfates.

Eléments dosés	Solutions étalons (mg /l)							
	1	2	3	4	5	6	7	8
Sulfates (SO ₄ ⁻²)	20	50	100	200	300	400	500	600

3.4.4. Paramètres de pollution

3.4.4.1. Matière organique (MO)

Elle est mesurée par oxydabilité au permanganate de potassium. Le principe consiste à mesurer en milieu acide la quantité d'oxygène utilisée pour la réduction du permanganate de potassium par les matières oxydables contenues dans une eau (Rodier et *al.*, 2005). La réaction a été effectuée à chaud pendant 10 minutes. Les résultats sont exprimés en mg/l d'O₂.

3.4.4.2. Demande biochimique en oxygène (DBO₅)

La DBO₅ est la quantité d'oxygène consommée par les germes aérobies dans les conditions de l'essai (incubation durant 5 jours à 20 °C et à l'obscurité) afin d'assurer la dégradation des matières organiques fermentescibles contenues dans l'eau (Ramade, 2002). Il convient d'effectuer le prélèvement de deux échantillons au même endroit, au même instant et dans les mêmes conditions. Ces échantillons doivent être contenus dans des flacons complètement remplis et sans bulles d'air. A l'arrivée au laboratoire, les deux flacons sont portés à une température de 20 °C. Ce n'est que lorsque cette température est atteinte, dans toute la masse du liquide, qu'on procède pour l'un au dosage de la teneur en oxygène dissous (T₀), pour l'autre à l'incubation à 20°C et à l'obscurité pendant 5 jours (T₅) (NFT 90-100 Août, 1972). On mesure l'oxygène dissous subsistant au bout de 5 jours. La différence entre les deux teneurs à T₀ et T₅ représente la quantité d'oxygène consommée. La DBO₅ est exprimée en mg/l d'O₂.

3.4.4.3. Demande chimique en oxygène (DCO)

La demande chimique en oxygène est la quantité d'oxygène nécessaire pour obtenir une oxydation complète des matières organiques et minérales présentes dans l'eau. Certaines matières contenues dans l'eau dans l'eau sont oxydées par un excès de dichromate de potassium, en milieu acide en présence de sulfate d'argent et de sulfate de mercure. L'excès de dichromate de potassium est dosé par le sulfate de fer et d'ammonium (Rodier et *al.*, 2005). La DCO est exprimée en mg/l d'O₂ consommé par les matières oxydables dans un litre d'eau.

3.4.4.4. Composés azotés

3.4.4.4.1. Ammonium (NH₄⁺)

Le dosage de l'ammonium est réalisé selon la méthode au bleu d'indophénol en milieu alcalin et en présence de nitroprussiate qui agit comme un catalyseur. Les ions ammonium traités par une

solution de chlore et de phénol donnent du bleu d'indophénol, susceptible d'un dosage par spectrophotométrie d'absorption moléculaire (Rodier *et al.*, 2005). Les résultats de la teneur en ion ammonium sont exprimés en mg/l de NH_4 . La gamme d'étalonnage d'ammonium est présentée dans le tableau ci-dessous :

Tableau 13 : Gamme d'étalonnage de l'ammonium.

<i>Elément dosé</i>	<i>Solutions étalons (mg /l)</i>					
	1	2	3	4	5	6
Ammonium (NH_4^+)	0.1	0.25	0.5	1.0	1.5	2.0

3.4.4.4.2. Nitrites (NO_2^-)

Les nitrites sont dosés par spectrophotométrie d'absorption moléculaire. La diazotation du sulfanilamide par les nitrites en milieu acide et sa copulation avec le α -Naphthyl éthylène diamine dihydrochloride donne un complexe pourpre susceptible d'un dosage spectrophotométrique à 540 nm. Les résultats sont exprimés en mg/l de NO_2 . La gamme d'étalonnage des nitrites est présentée dans le tableau suivant :

Tableau 14 : Gamme d'étalonnage des nitrites.

<i>Elément dosé</i>	<i>Solutions étalons (mg /l)</i>				
	1	2	3	4	5
Nitrites (NO_2^-)	0.1	0.2	0.3	0.4	0.5

3.4.4.4.3. Nitrates (NO_3^-)

Dosés selon la méthode de réduction au cadmium par passage sur une colonne de cadmium ; les nitrates sont réduits en nitrites dont le dosage a été décrit précédemment. Le taux de nitrates exprimé en mg/l NO_3 est calculé par la différence des taux des nitrates et nitrites à la fois et du taux des nitrites. La gamme d'étalonnage des nitrates est présentée dans le tableau suivant :

Tableau 15: Gamme d'étalonnage des nitrates.

<i>Elément dosé</i>	<i>Solutions étalons (mg /l)</i>							
	1	2	3	4	5	6	7	8
Nitrates (NO_3^-)	5	10	20	40	60	80	100	120

3.4.4.5. Phosphates (PO_4^{-2})

Le dosage des phosphates a été effectué par la méthode colorimétrique. Le molybdène d'ammonium ($\text{Mo}(\text{NH}_4)4\text{H}_2\text{O}$) réagit en milieu acide en présence de phosphate en donnant un complexe phosphomolybdique qui, réduit par l'acide ascorbique, développe une coloration bleue (bleu de molybdène) susceptible d'un dosage colorimétrique. Les résultats sont exprimés en mg/l de phosphates. La gamme d'étalonnage est présentée dans le tableau suivant :

Tableau 16 : Gamme d'étalonnage des phosphates.

<i>Elément dosé</i>	<i>Solutions étalons (mg /l)</i>					
	1	2	3	4	5	6
Phosphates (PO_4^{-2})	0.5	1.0	1.5	2.0	4.0	5.0

3.4.5. Eléments traces métalliques

3.4.5.1. Préparation des échantillons d'eau

Les échantillons d'eau destinés au dosage des métaux lourds, après acidification par l' HNO_3 concentré jusqu'à un pH inférieur à 2, sont filtrés sur une membrane filtrante avec une porosité de $0.45 \mu\text{m}$ (membrane SARTORIUS) en utilisant une pompe à vide.

3.4.5.2. Dosage des éléments traces métalliques dans l'eau

Les teneurs des métaux lourds (Cd, Cr, Cu, Pb et Zn) sont déterminées dans l'eau par spectrophotométrie d'absorption atomique à flamme de type PERKIN-ELMER. AAnalyst 100. Lorsque les atomes d'un élément ont été excités, leur retour à l'état fondamental s'accompagne de l'émission de photons, de fréquence bien définie et propre à cet élément. Le même élément dispersé à l'état atomique dans une flamme possède également la propriété d'absorber tout rayonnement de même fréquence. Il en résulte une absorption du rayonnement incident liée à la concentration de l'élément considéré (Rodier et *al.*, 2005).

Avant de procéder au dosage des éléments métalliques dans les échantillons d'eau et pour établir les courbes d'étalonnage, des solutions étalons sont préparées pour chaque métal à partir des

solutions mères de 1000 ppm des éléments étudiés. Les résultats sont exprimés en ppm de chaque élément.

3.5. Prélèvement des échantillons de sédiments

Les prélèvements des sédiments ont été effectués selon la méthode par jugement linéaire (Ophrys, 2001). Cette méthode consiste à prélever des échantillons de façon précise aux endroits ou aux zones jugées comme étant les plus pertinentes afin de mieux viser l'objectif de l'étude (zone d'accumulation des sédiments, aval de rejet, affluent, ...).

3.5.1. Mode de prélèvement

Tout au long de cette étude, nous nous intéressons à évaluer la contamination métallique du sédiment qui traduit une pollution récente. En sédimentologie les métaux se fixent préférentiellement sur la fraction fine inférieure à 63 μ m (Cosson, 1987). De ce fait, le prélèvement des sédiments doit répondre à cet objectif. Pour cette raison, nous prélevons, en raclant avec une cuillère en inox, les sédiments fins déposés en surface (profondeur \leq 5 cm) sur les berges ou les rives où le courant est faible après le retrait des eaux. De telles zones favorisent la sédimentation des particules fines sur lesquelles se fixent les contaminants.

Afin d'assurer la représentativité, un échantillon composite est collecté dans des pots en polyéthylène, au niveau de plusieurs points répartis de façon aléatoire pour chaque site de prélèvement.

Les pots de prélèvements, flacons de conservation des extraits, ainsi que toute la verrerie destinée aux analyses des ETM sont traités au préalable à l'acide nitrique (10 %) où ils sont trempés pendant une semaine. Ils sont ensuite trempés dans deux bains successifs d'eau bidistillée ou déminéralisée à raison d'une semaine chacun et enfin rincés dans de l'eau déminéralisée, séchés et protégés jusqu'à leur utilisation (Rodier et *al.*, 2005).

3.5.2. Préparation des échantillons

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

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

3.5.3. Paramètres physico-chimiques

Les paramètres physico-chimiques sont déterminés par : la mesure du potentiel hydrogène (pH), la conductivité électrique (CE) et le calcaire total (CT).

3.5.3.1. Potentiel hydrogène (pH)

Dans un bécher, 50 ml d'eau distillée sont ajoutés à 20 g de sédiments secs tamisés à 2 mm (rapport 1/2.5). Après agitation pendant 2 minutes suivie d'une décantation pendant 30 minutes, le pH de l'échantillon est mesuré au niveau du surnageant (Rodier et *al.*, 2005) à l'aide d'un pH mètre modèle (WTW HI 8014) étalonné avec des solutions à pH 4.7 et 9 à 20°C (AFNOR, NFT 90-008, Avril 1953). Les lectures sont exprimées en unité pH.

3.5.3.2. Conductivité électrique (CE)

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

3.5.3.3. Calcaire total (CT)

Le calcaire total est déterminé selon la méthode du calcimètre de Bernard décrite par Duchaufour (1977). Cette technique est basée sur le dosage des carbonates dont la quantité est proportionnelle au volume du CO_2 dégagé lors de leur réaction avec l'acide chlorhydrique selon

la réaction suivante : $\text{CaCO}_3 + 2\text{HCl} \longrightarrow \text{CaCl}_2 + \text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O}$. Les résultats sont exprimés en mg/l de CT.

3.5.4. Analyses des métaux lourds

3.5.4.1. Technique d'extraction des métaux lourds

Il s'agit d'une méthode qui consiste en une digestion humide à l'eau régale (aqua regia), mélange d' HNO_3 et d' HCl dont les proportions sont 1 :3 (1V/3V) respectivement. Dans des bombes en téflon, 10 ml d'un mélange d'acide nitrique et d'acide chlorhydrique concentré sont ajoutés à 1 g de sédiments secs tamisés à 63 μm . La digestion est effectuée sous pression et à chaud dans un four

micro-onde (modèle MWS -2, BERGHOF B). Cette digestion est réalisée en trois étapes, selon les conditions décrites dans le tableau 19:

Tableau 17: Etapes et conditions d'extraction des éléments traces métalliques.

<i>Conditions</i> <i>N° Etape</i>	<i>Temps (mn)</i>	<i>Température (°C)</i>	<i>Puissance (%)</i>
1	5	140	80
2	5	160	85
3	20	175	90

Après refroidissement, le liquide recueilli est transféré par filtration (avec papier Watman 540), dans une fiole de 50 ml où le volume est complété à 50 ml avec de l'eau pure. Les extraits obtenus sont ensuite conservés dans des flacons rincés préalablement avec de l'acide nitrique (10%) et de l'eau distillée afin d'éviter toute sorte de contamination.

La validité du processus d'extraction pour les sédiments est contrôlée à l'aide de l'analyse d'un échantillon de référence (matériau référence certifié). Il s'agit de sédiment d'un lac canadien (*Lake Sédiment LKSD 1*), provenant d'Ontario, dont les teneurs certifiées en ETM (tab.19) ont été déterminées après extraction à l'eau régale.

Tableau 18: Les teneurs certifiées en ETM dans les sédiments du lac Canadien

(Échantillon de référence LKSD 1)

<i>ETM</i>	<i>Teneur (µg/g)</i>
Cd	1.2
Cr	12
Cu	44
Mn	460
Pb	84
Zn	337

3.5.4.2. Principe de la Spectrophotométrie d'Absorption Atomique

Le principe de la SAA est basé sur la proportion 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 les photons dont la fréquence est caractéristique de l'élément à doser (Loi de Beer). L'élément à doser dans l'échantillon est préalablement dissocié de ces composés chimiques et porté à l'état non excité et non ionisé dit

« état fondamental ». Cette dissociation thermique est obtenue par 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'ondes bien définies, qu'il est capable d'émettre (Loi de Kirschhoff).

L'appareillage utilisé comprend une source de radiation, un système d'atomisation, une flamme composée d'un mélange air-acétylène ou d'un four en graphite, un monochromateur, un ensemble optique, un dispositif de réception électrique et de mesure et un détecteur.

3.5.4.3. Dosage des éléments traces métalliques

Les dosages du cadmium, chrome, cuivre, plomb et zinc, sont effectués par spectrophotométrie d'absorption atomique à la flamme de type *Perkin-Elmer AAnalyst100*. Avant de doser ces métaux dans les échantillons, il faut établir des courbes d'étalonnage. Pour cela des gammes d'étalonnage sont préparées, à partir des solutions mères (à 1 g/l) des différents métaux. Des solutions filles à 100 mg/l sont préparées en diluant 10 fois la solution mère. A partir de cette solution intermédiaire, on prépare les gammes d'étalonnage pour chaque élément par des dilutions (tab. 19).

Tableau 19: Gammes d'étalonnages des ETM à doser (Cd, Cr, Cu, Pb et Zn).

<i>Eléments dosés</i>	<i>Etalons (µg/g)</i>				
<i>Cadmium</i>	0.05	0.1	0.5	1	
<i>Chrome</i>	05	1	1.5	2	2.5
<i>Cuivre</i>	0.05	0.5	1	2	5
<i>Plomb</i>	0.5	1	2.5	5	10
<i>Zinc</i>	0.05	0.1	0.5	1	2

3.6. Traitement des résultats

Dans un premier temps différents graphiques sont réalisés afin de mieux visualiser les mesures et les analyses effectuées et par conséquent les commenter aisément. Les teneurs en ETM dans les différents compartiments sont comparées aux valeurs naturelles et aux concentrations de références déterminées à travers le monde. Dans un second temps, l'ensemble des résultats obtenus sont traités sur un plan statistique en mettant en œuvre une Analyse en Composantes Principales (ACP), un Test Student et une analyse de la Variance à un facteur (ANOVA) grâce au logiciel

STATISTICA. Lorsque l'analyse de variance est significative ($p < 0.05$), le test de Newman-Keuls permet une classification des moyennes, en faisant ressortir des groupes homogènes. L'ACP permet de déceler et d'établir les différentes relations entre les stations étudiées d'une part, et d'autre part entre les différents paramètres mesurés et analysés. L'ANOVA et le test de Student permettent d'identifier s'il y a des différences entre les différentes stations et les différentes campagnes de prélèvement.

Chapitre 4 :

Résultats

Dans ce chapitre, nous exposons dans un premier volet les résultats obtenus (min-max, moyenne \pm écart type) des analyses effectuées sur les deux compartiments eau et sédiments. Dans un deuxième volet, nous présentons les résultats des analyses statistiques.

4.1. Compartiment 'eau'

4.1.1. Mesures physico-chimiques

Les résultats des analyses physico-chimiques (moyenne \pm écart type, valeur minimale et maximale) sont regroupés dans les tableaux 20(T°, pH, CE, % de saturation en oxygène, résidu sec et MES), 21 (Ca, Mg, Na, K, Cl et SO₄) et 22 (MO, DBO₅, DCO, NH₄, NO₂, NO₃ et PO₄) et illustrés par les figures 8 à 27, qui représentent les variations spatio-temporelles de chaque paramètre, et l'évolution spatiale des moyennes \pm écarts types.

Tableau 20: Résultats des paramètres physico-chimiques de l'eau
(Moyenne \pm Ecart-type, Min - Max).

Paramètres	Stations				
	Bge 1	Rh 2	Rh 3	Rh 4	Bge 5
	Moy \pm Ecart type [Min - Max] n	Moy \pm Ecart type [Min - Max] n	Moy \pm Ecart type [Min - Max] N	Moy \pm Ecart type [Min - Max] n	Moy \pm Ecart type [Min - Max] N
T eau (°C)	17,67 \pm 7,51 [8 - 27] n=12	16,83 \pm 7,35 [8 - 25] n=12	18,50 \pm 5,66 [11 - 26] n=12	18,92 \pm 6,23 [10 - 29] n=12	19,92 \pm 6,78 [11 - 28] n=12
pH	7,94 \pm 0,15 [7.6 - 8.1] n=12	7,63 \pm 0,28 [6.9 - 8] n=12	7,52 \pm 0,29 [7.1 - 8] n=12	7,46 \pm 0,30 [7.1 - 7.9] n=12	7,71 \pm 0,21 [7.4 - 8] n=12
CE (μS/cm)	956 \pm 43 [890 - 1020] n=12	1732 \pm 392 [800- 2390] n=12	1584 \pm 255 [1060 - 1920] n=12	1667 \pm 128 [1380 - 1860] n=12	1114 \pm 44 [1040 - 1170] n=12
O₂dis (mg/l)	8,33 \pm 2,26 [5.4 - 13] n=12	7,54 \pm 1,11 [5.2 - 9.6] n=12	9,72 \pm 9,89 [4.8 - 40.9] n=12	7,12 \pm 0,76 [5.7 - 8] n=12	8,29 \pm 1,27 [6.2 - 10.4] n=12
% sat	85 \pm 30 [50 - 154.7] n=12	77 \pm 17 [54.62 - 114.2] n=12	66 \pm 21 [23.8 - 97.5] n=12	77 \pm 12 [58.6 - 94] n=12	91 \pm 22 [57.4 - 126.58] n=12
MES (mg/l)	63 \pm 14 [40 - 82] n=12	247 \pm 544 [18 - 197] n=12	131 \pm 47 [44 - 210] n=12	156 \pm 99 [80 - 338] n=12	41 \pm 18 [16 - 72] n=12
Rs (mg/l)	658 \pm 110 [548 - 986] n=12	1172 \pm 271 [542 - 1580] n=12	977 \pm 234 [436 - 1222] n=12	1095 \pm 127 [866 - 1342] n=12	732 \pm 50 [662 - 818] n=12

4.1.1.1. Température de l'eau

L'examen du tableau (20) permet de constater que les valeurs des températures de l'eau sont moins variables d'une saison à une autre. Les variations sont d'une manière générale spatio-temporelles et semblent moins fluctuantes (fig. 8). En fait, selon la figure 8, l'évolution de la température de l'eau est assez similaire au niveau des cinq sites de prélèvements. Au niveau de l'Oued Rhumel, l'eau se réchauffe de l'amont (Rh2) vers l'aval (Rh4) de janvier à décembre. Les valeurs extrêmes révélées pour l'Oued Rhumel (tab. 20) sont 29 °C au mois de juillet à la station (Rh4) et 8 °C aux mois de janvier, février et décembre à la station (Rh2). La moyenne est de 18.03 °C pour l'ensemble des trois stations de l'Oued Rhumel pendant l'année 2009.



Figure 8: Variations spatio-temporelles de la température des eaux de l'Oued Rhumel et de celles des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun.

Pour les deux barrages Hammam Grouz et Beni Haroun, les valeurs extrêmes sont 28 °C à la station (Bge5) aux mois de Juillet et Septembre, et 8 °C à la station (Bge1) aux mois de Janvier et Mars. La température moyenne est de 18.80 °C pour les deux stations des deux barrages.

4.1.1.2. Potentiel hydrogène (pH)

Le pH des eaux de l'Oued Rhumel est faiblement alcalin. Il oscille entre 6.9 et 8 (fig. 9). Pour les eaux de l'Oued Rhumel, la valeur la plus élevée est relevée aux mois de mai et août à la station (Rh2) et au mois de mai à la station (Rh3), la plus faible est enregistrée au mois d'octobre à la station (Rh2). Le pH de ce cours d'eau présente une moyenne de 7.54 pour l'ensemble des trois stations durant l'année de prélèvement.



Figure 9: Variations spatio-temporelles du pH des eaux de l'Oued Rhumel et de celles des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun.

Pour les eaux des deux barrages Hammam Grouz et Beni Haroun, la valeur la plus élevée 8.1 a été enregistrée aux mois de mai, juillet et août à la station (Bge1), la valeur la plus faible est observée aux mois de janvier et novembre à la station (Bge5). Le pH moyen pour l'ensemble des deux stations des deux barrages est révélé de 7.83. Il est à remarquer que les eaux du Rhumel sont celles qui présentent des fluctuations importantes en fonction du pH.

4.1.1.3. Conductivité électrique (CE)

La conductivité électrique présente des variations irrégulières d'une station à une autre. Ces variations sont importantes, s'observant d'une station à une autre, d'un prélèvement à un autre et d'un écosystème à un autre. Pour l'Oued Rhumel, la valeur la plus élevée (2390 $\mu\text{S}/\text{cm}$) a été enregistrée à la station (Rh2) au mois d'Aout et la plus faible (800 $\mu\text{S}/\text{cm}$) au mois de Janvier à la même station. La conductivité électrique moyenne est de 1660 $\mu\text{S}/\text{cm}$ pour l'ensemble des trois stations de ce cours d'eau. Les eaux des deux barrages présentent une conductivité électrique maximale de 1160 $\mu\text{S}/\text{cm}$ à la station (Bge5) au mois de Janvier et minimale de 890 $\mu\text{S}/\text{cm}$ au même mois à la station (Bge1). La CE moyenne est de 1035 $\mu\text{S}/\text{cm}$ pour les deux stations (Bge1 et Bge5) (fig.10).



Figure10: Variations spatio-temporelles de la conductivité électrique des eaux de l'Oued Rhumel et de celles des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun.

Il est à remarquer que les variations de la CE mesurée au niveau des eaux de l'oued Rhumel sont plus fluctuantes que celles de la Ce au niveau des eaux des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun.

4.1.1.4. Résidu sec à 105 °C

Le résidu sec présente des fluctuations importantes s'observant essentiellement durant la période pluvieuse (fig.11).



Figure 11 : Variations spatio-temporelles des teneurs du résidu sec des eaux de l'Oued Rhumel et de celles des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun.

Au niveau de l'oued Rhumel, la valeur minimale du résidu sec est de 436 mg/l au mois de mars à la station (Rh3), la valeur maximale est de 1580 mg/l au mois de novembre à la station (Rh2). La valeur moyenne du résidu sec est de 1081.28 mg/l pour l'ensemble des stations du Rhumel. En moyenne, le résidu sec est important au niveau de la station (Rh2). Au niveau des deux barrages, les valeurs extrêmes du résidu sec 548 mg/l et 986 mg/l ont été enregistrées au mois de septembre et novembre respectivement à la même station (Bge1). En moyenne, la teneur en résidu sec est à peu près voisine pour les deux stations avec un écart type assez élevé au niveau de la station (Bge1) (fig.11).

4.1.1.5. Matières en suspension à 105°C (MES 105°C)

Les teneurs des matières en suspension varient de manière irrégulière d'une station à l'autre et d'un lieu de prélèvement à l'autre. Elles sont importantes durant la période pluvieuse (fig. 12). Au niveau de l'Oued Rhumel, le taux de matières en suspension varie de 22 mg/l au mois de février à la station (Rh2), à 338 mg/l au mois d'avril à la station (Rh4). Le taux moyen de matières en suspension est de 177.67 mg/l pour l'ensemble des trois stations de l'oued.



Figure 12: Variations spatio-temporelles des teneurs en MES des eaux de l'Oued Rhumel et de celles des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun.

Dans les deux barrages, le taux de matières en suspension le plus élevé 78 mg/l a été enregistré aux mois de février et juin à la station (Bge1), le taux le plus bas 22 mg/l a été relevé au mois de février au niveau de la station (Bge5). En moyenne, le taux des MES est élevé à la station (Bge1) par rapport à celui enregistré à la station (Bge5). Le taux de matières en suspension est

beaucoup plus important au niveau des eaux de l'Oued Rhumel qu'au niveau des eaux des deux barrages (fig.12).

4.1.1.6. Oxygène dissous

La solubilité de l'oxygène dans l'eau est un paramètre qui dépend essentiellement de la température. Les teneurs en oxygène dissous sont très variables et irrégulières dans l'espace et dans le temps pour l'ensemble des cinq stations (fig.13). Ainsi, le pourcentage de saturation est parfois plus expressif que le taux en mg/l. Il est de 114.2 % (maximum) à la station (Rh2) aux mois d'août, de 23.8 % au mois de juin à la station (Rh3) (minimum) et une moyenne de 73.56% pour l'ensemble des trois stations.



Figure 13: Variations spatio-temporelles du pourcentage de saturation en oxygène des eaux de l'Oued Rhumel et de celles des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun.

Le pourcentage moyen de saturation est similaire au niveau des stations (Rh2) et (Rh4) et assez faible au niveau de la station (Rh3). Les eaux des deux barrages présentent un pourcentage de saturation maximal de 154.7 % au mois d'août à la station (Bge1), minimal de 50% au mois de décembre enregistré à la même station et un pourcentage moyen de saturation de 87.83%.



Figure 14: Variations spatio-temporelles de l'oxygène dissous des eaux de l'Oued Rhumel et de celles des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun.

4.1.2. Eléments minéraux majeurs

Les résultats (moyenne \pm écart type, teneurs minimales et maximales) des éléments minéraux majeurs (Ca^{+2} , Mg^{+2} , Na^+ , K^+ , Cl^- et SO_4^{-2}) sont présentés dans le tableau 21, et illustrés par les figures 15 à 20.

4.1.2.1. Cations

4.1.2.1.1. Calcium (Ca^{++})

Les valeurs du calcium sont variables d'une station à une autre et d'un lieu de prélèvement à l'autre (fig. 15). Les eaux du cours d'eau Rhumel présentent une valeur maximale de calcium de 255.1 mg/l au mois de juin à la station (Rh2), une valeur minimale de 99.1 mg/l au mois de janvier à la station (Rh2) et une valeur moyenne de calcium 169.87 mg/l pour l'ensemble des trois stations. En moyenne, les teneurs en calcium sont assez voisines au niveau des trois stations du Rhumel dont la teneur moyenne la plus élevée est observée à la station (Rh2). Les eaux des deux barrages présentent une valeur minimale de Ca^{+2} de 58.9 mg/l au mois d'aout à la station (Bge 1) et une valeur maximale de 123.6 mg/l au mois de juillet à la station (Bge 5). La teneur moyenne en calcium est de 92.385 mg /l pour les deux stations des deux barrages. Les teneurs en calcium des deux barrages semblent moins fluctuantes que celles enregistrées au niveau des trois stations du Rhumel (fig. 15). La figure ci-dessous montre que les teneurs en Ca^{+2} des eaux des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun ne présentent pas de variations mensuelles par rapport à celles des

eaux de l'Oued Rhumel, où la station (Rh 2) est celle où un pic très important a été enregistré au mois d'octobre.



Figure 15: Variations spatio-temporelles des teneurs en calcium des eaux de l'Oued Rhumel et de celles des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun.

Tableau 21: Résultats des éléments minéraux majeurs.
(Moyenne \pm écart type, valeurs minimales et maximales).

Paramètres	Stations				
	<i>Bge 1</i>	<i>Rh 2</i>	<i>Rh 3</i>	<i>Rh 4</i>	<i>Bge 5</i>
	Moy \pm Ecart type [Min - Max] n	Moy \pm Ecart type [Min - Max] n	Moy \pm Ecart type [Min - Max] n	Moy \pm Ecart type [Min - Max] n	Moy \pm Ecart type [Min - Max] n
Ca⁺⁺ (mg/l)	82 \pm 16 [58.9 - 113.8] n = 12	193 \pm 38 [99.1 - 255.1] n = 12	154 \pm 22 [122 - 186.2] n = 12	163 \pm 9 [145.6 - 178.7] n = 12	103 \pm 11 [85.2 - 123.6] n = 12
Mg⁺⁺ (mg/l)	28 \pm 2 [25 - 32] n = 12	42 \pm 15 [17 - 75] n = 12	42 \pm 8 [26 - 51] n = 12	42,17 \pm 2,62 [36 - 46] n = 12	30 \pm 3 [27 - 37] n = 12
Na⁺ (mg/l)	78 \pm 21 [35.2 - 100] n = 12	111 \pm 57 [30 - 215] n = 12	122 \pm 29 [73 - 184] n = 12	136 \pm 33 [62 - 180] n = 12	86 \pm 22 [52 - 115] n = 12
K⁺ (mg/l)	6 \pm 4 [1 - 16] n = 12	6 \pm 5 [1 - 14] n = 12	8 \pm 6 [1 - 24] n = 12	8 \pm 3 [1 - 12] n = 12	4 \pm 3 [0 - 8] n = 12
Cl⁻ (mg/l)	128 \pm 26 [90 - 165] n = 12	195 \pm 89 [40 - 325] n = 12	189 \pm 71 [20 - 270] n = 12	208 \pm 44 [105 - 250] n = 12	132 \pm 33 [60 - 180] n = 12
SO₄⁻² (mg/l)	150 \pm 6 [142 - 162] n = 12	359 \pm 125 [162 - 660] n = 12	249 \pm 47 [146 - 340] n = 12	265 \pm 30 [200 - 286] n = 12	239 \pm 45 [202 - 332] n = 12

Ainsi, d'après le tableau 21, on remarque que la station (Rh 2), située en amont de la ville de Constantine, est celle qui varie le plus. Cependant, la station (Bge 1) est celle où la teneur moyenne en calcium semble la plus faible.

4.1.2.1.2. Magnésium (Mg^{++})

Les teneurs en magnésium sont assez proches les unes des autres et varient d'une station à l'autre et d'un lieu de prélèvement à l'autre. Elles sont fluctuantes durant la saison hivernale (fig. 16). Au niveau des eaux du Rhumel, les valeurs extrêmes du magnésium 75 mg/l et 17 mg/l ont été relevées aux mois d'août et de juin respectivement à la même station (Rh 2). La valeur moyenne du magnésium est de 41.97 mg/l pour l'ensemble des stations du Rhumel. De même que le calcium, les teneurs en magnésium sont assez voisines au niveau des trois stations du Rhumel.

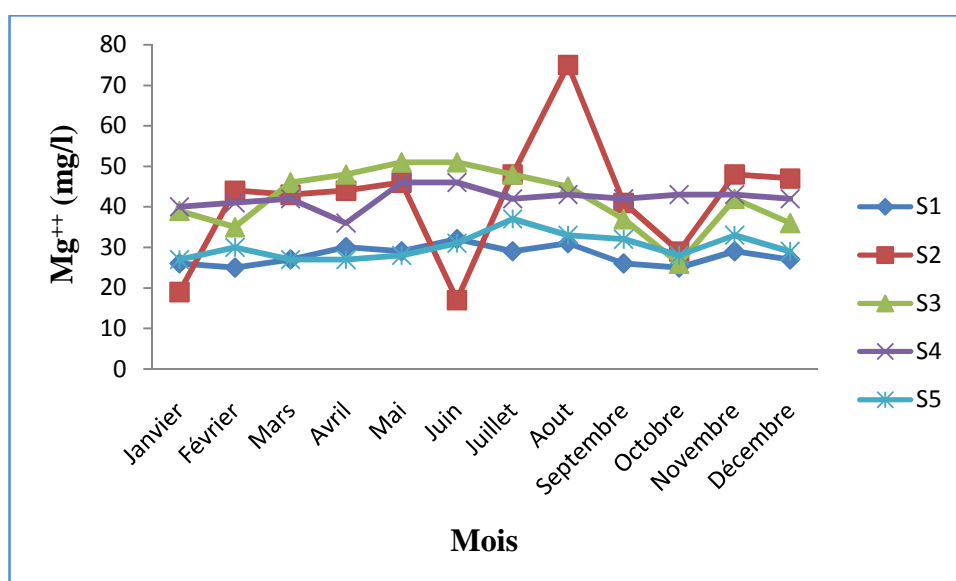


Figure 16: Variations spatio-temporelles des teneurs en magnésium des eaux de l'Oued Rhumel et de celles des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun.

Au niveau des eaux des deux barrages, les valeurs extrêmes du magnésium 25 mg/l et 37 mg/l ont été enregistrées aux mois de février et de juin aux stations (Bge 1) et (Bge 5) respectivement. En moyenne, la teneur en Mg^{+2} pour les deux stations des deux barrages est de 29.085 mg/l. D'une manière générale, les teneurs en magnésium enregistrées au niveau des eaux de l'oued Rhumel sont largement supérieures à celles relevées au niveau des eaux des deux stations des deux barrages (fig. 16).

4.1.2.1.3. Sodium (Na^+)

Le sodium varie de manière irrégulière d'une station à l'autre et d'un prélèvement à l'autre essentiellement durant les quatre mois premiers de l'année (fig. 17). Dans le Rhumel, la valeur du sodium la plus faible 30 mg/l a été enregistrée au mois d'octobre à la station (Rh 2), la valeur la plus élevée 215 mg/l a été relevée au mois de juin à la même station (Rh 2). La valeur moyenne du sodium est de 123.06 mg/l pour l'ensemble des trois stations. La station (Rh 4) renferme la teneur moyenne la plus élevée en sodium. Dans les deux barrages, la valeur du sodium la plus faible 35.2 mg/l a été enregistrée au mois d'avril à la station (Bge 1), la plus élevée 115 mg /l a été relevée au mois d'octobre à la station (Bge 5). Les teneurs moyennes en sodium des eaux des deux stations sont assez voisines avec des écarts types assez proches (tab. 21).



Figure 17: Variations spatio-temporelles des teneurs en sodium des eaux de l'Oued Rhumel et de celles des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun.

D'après la figure 17, il ressort trois pics enregistrés au niveau de station (Rh2) aux mois de juin, d'août et de novembre. Au niveau des eaux des deux barrages, les fluctuations sont faibles par rapport à celles observées au niveau des eaux du Rhumel.

4.1.2.1.4. Potassium (K^+)

La teneur en potassium des eaux analysées présente des variations irrégulières, s'observant d'une station à l'autre, d'un prélèvement à l'autre et du cours d'eau au barrage. Les eaux de l'Oued Rhumel présentent les valeurs extrêmes 24 mg/l au mois de décembre à la station (Rh 3), 1 mg/l au niveau des trois stations (Rh 2, Rh 3 et Rh 4) aux mois de janvier, février, mars et juillet, février et mars, et mars respectivement (fig. 18). La teneur moyenne en potassium est de 7.18

mg/l pour l'ensemble des stations. La station (Rh 2) présente la teneur moyenne la plus faible par rapport aux deux autres stations du Rhumel.



Figure 18: Variations spatio-temporelles des teneurs en potassium des eaux de l'Oued Rhumel et de celles des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun.

La plus faible teneur en potassium des eaux des deux barrages 0mg/l a été enregistrée à la station (Bge5) au mois d'avril et la plus élevée 16 mg/l au mois de décembre à la station (Bge 1). La teneur moyenne en potassium est de 4.87 mg/l pour les deux stations des deux barrages. Les teneurs relevées au niveau des eaux des deux barrages sont faibles par rapport à celles enregistrées au niveau des eaux de l'Oued Rhumel.

4.1.2.2. Anions

4.1.2.2.1. Chlorures

Les teneurs en chlorures des eaux analysées sont aussi irrégulières, s'observant essentiellement au niveau des stations du Rhumel.

Au niveau des eaux de l'Oued Rhumel, la valeur des chlorures la plus basse est de 20 mg/l enregistrée au mois de mars à la station (Rh 3), la plus élevée est de 325 mg/l enregistrée au mois de juin à la station (Rh 2). Pour l'ensemble des stations, la valeur moyenne des chlorures est de 197.22 mg/l. De même que pour le sodium, la teneur moyenne en chlorures enregistrée à la station (Rh 4) est la plus élevée par rapport aux teneurs moyennes en Cl^- des eaux des deux autres stations (tab. 21).



Figure 19: Variations spatio-temporelles des teneurs en chlorures des eaux de l'Oued Rhumel et de celles des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun.

Au niveau des eaux des deux barrages, la valeur minimale de chlorures est de 60 mg/l, relevée au mois de juillet à la station (Bge 5), la valeur maximale est de 180 mg /l relevée au mois d'octobre à la même station. Les teneurs moyennes en Cl^- enregistrées au niveau des deux stations (Bg1 et Bg5) sont assez voisines mais avec des écarts types différents (fig.19, tab.21).

4.1.2.2.2. Sulfates (SO_4^{-2})

Les sulfates présentent des teneurs moins irrégulières par rapports aux teneurs des chlorures, variant surtout durant la période pluvieuse (fig.20).



Figure 20: Variations spatio-temporelles des teneurs en sulfates des eaux de l'Oued Rhumel et de celles des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun.

Dans le Rhumel, la teneur minimale en sulfates 146 mg/l a été enregistrée au mois de mars à la station (Rh 3), la teneur maximale 660 mg/l a été relevée au mois d'octobre à la station (Rh 2) et la teneur moyenne est de 291.22 mg/l enregistrée pour l'ensemble des trois stations de l'oued. Contrairement aux chlorures, la station (Rh2) présente la teneur moyenne la plus élevée en sulfates avec un écart type très élevé par rapport aux deux autres stations du Rhumel (tab. 21). Dans les deux barrages, la teneur en sulfates la plus faible 142 mg/l a été enregistrée au mois de décembre à la station (Bge 1), la teneur la plus élevée 332 mg/l a été relevée au mois de juillet à la station (Bge5). La station (Bge5) présente des variations importantes avec un écart type important par rapport à celui de la station (Bge1) (tab.21).

4.1.3. Paramètres de pollution

Les résultats des paramètres de pollution (MO , DBO_5 , DCO , NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- et PO_4^{3-}) sont regroupés dans le tableau 22 et illustrés par les figures 21 à 27.

Tableau 22 : Résultats des paramètres révélateurs de la pollution organique. (Moy. \pm écart type, min-max).

Paramètres	Stations				
	Bge 1	Rh 2	Rh 3	Rh 4	Bge 5
	Moy \pm Ecart type [Min - Max] n	Moy \pm Ecart type [Min - Max] n	Moy \pm Ecart type [Min - Max] N	Moy \pm Ecart type [Min - Max] n	Moy \pm Ecart type [Min - Max] n
MO (mg/l)	8 \pm 10 [9.5 – 20.8] n = 12	21 \pm 11 [7.6 – 14.2] n = 12	12 \pm 10 [5.6 – 23.8] n = 12	26 \pm 11 [7.5 – 21.8] n = 12	8 \pm 5 [0.1 – 12.4] n = 12
DBO₅ (mg/l)	7 \pm 4 [0,1 – 15,5] n = 12	11 \pm 4 [4,5 – 19] n = 12	17 \pm 9 [0,5 – 28,7] n = 12	12 \pm 5 [7,1 – 20,2] n = 12	5 \pm 2 [0,2 – 7,9] n = 12
DCO (mg/l)	78 \pm 47 [38 – 195] n = 12	65,83 \pm 29,00 [23 – 115] n = 12	69,08 \pm 14,04 [51 – 93] n = 12	66,58 \pm 14,26 [50 – 95] n = 12	39,75 \pm 6,27 [30 – 52] n = 12
NH₄⁺ (mg/l)	0,48 \pm 0,53 [0 – 1,4] n = 12	1,71 \pm 1,48 [0,15 - 6] n = 12	3,14 \pm 2,59 [0,3 - 8] n = 12	2,84 \pm 1,78 [1,25 – 7,4] n = 12	0,09 \pm 0,13 [0 - 0,45] n = 12
NO₂⁻ (mg/l)	0,25 \pm 0,11 [0 - 1] n = 12	1,10 \pm 0,66 [0,07 – 2,08] n = 12	2,74 \pm 1,48 [0,09 - 5] n = 12	2,68 \pm 1,77 [0,01 - 5] n = 12	0,15 \pm 0,14 [0 – 1,08] n = 12
NO₃⁻ (mg/l)	15 \pm 3 [0,3 - 34] n = 12	11 \pm 3 [2 - 35] n = 12	12 \pm 5 [2 – 41,7] n = 12	13 \pm 4,5 [10 - 45] n = 12	6,5 \pm 3,2 [4 - 22] n = 12
PO₄⁻³ (mg/l)	0,3 \pm 0,3 [0,05 – 0,4] n = 12	0,9 \pm 0,9 [0,3 – 2,2] n = 12	0,9 \pm 1,4 [0,7 – 4,8] n = 12	1,1 \pm 1,5 [0,4 – 4,8] n = 12	0,2 \pm 0,3 [0 – 0,5] n = 12

4.1.3.1. Matière organique (Oxydabilité au Permanganate) (MO)

Les teneurs de la matière organique estimées par l'oxydabilité au KMnO_4 sont assez semblables pour l'ensemble des stations durant l'ensemble des prélèvements excepté les mois de la période pluvieuse (fig.21). Dans le Rhumel : les teneurs extrêmes de la matière organique sont de 5.6 mg/l enregistrée aux mois d'octobre et de novembre à la station (Rh 3) et de 23.8mg/l relevée au mois de juin à la même station (Rh 3), avec une teneur moyenne de 19.85 mg /l. La plus grande teneur moyenne de la MO est enregistrée à la station (Rh 4) avec un écart type assez voisin des écarts types des deux autres stations du Rhumel (tab.22).



Figure 21: Variations spatio-temporelles des teneurs en matière organique des eaux de l'Oued Rhumel et de celles des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun.

Dans les deux barrages : les valeurs extrêmes de la matière organique sont 0.1 mg/l enregistrée au mois de mars à la station (Bge 5) et 20.8 mg/l mesurée au mois de novembre à la station (Bge 1). Les deux stations des deux barrages présentent des teneurs moyennes en MO assez voisines. Cependant, la station (Bge5) présente un écart type beaucoup plus important que celui de la station (Bg1) (tab. 22). Les eaux de l'Oued Rhumel sont plus chargées en matière organique que les eaux des deux barrages.

4.1.3.2. Demande biochimique en oxygène (DBO_5)

Les valeurs de la DBO_5 relevées sont caractérisées par des fluctuations très importantes, marquées essentiellement durant la période pluvieuse (fig. 22).

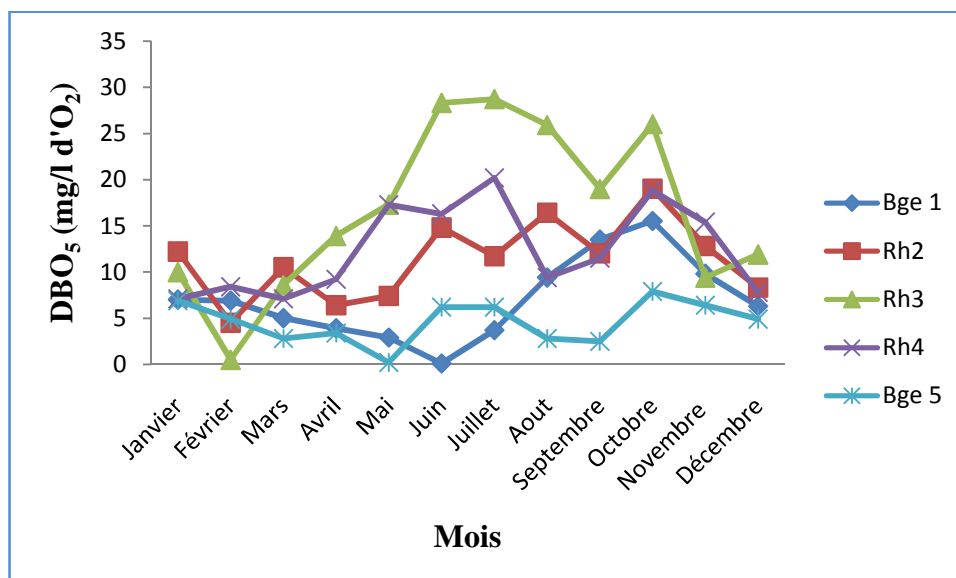


Figure 22: Variations spatio-temporelles de la DBO₅ des eaux de l'Oued Rhumel et de celles des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun.

Au niveau des eaux du Rhumel, les valeurs extrêmes de la DBO₅ sont 28.7 mg/l d'O₂ enregistrée au mois de juillet à la station (Rh 3) et 0.5 mg/l d'O₂ relevée au mois de février à la même station. La valeur moyenne de la DBO₅ est de 13.44 mg/l pour les trois stations situées sur l'Oued Rhumel. La station (Rh 3) est celle où la fluctuation est importante et où la valeur moyenne de la DBO₅ est maximale (tab. 22).

Au niveau des eaux des deux barrages, les valeurs extrêmes de la DBO₅ sont 15.5 mg/l d'O₂ enregistrée au mois d'octobre à la station (Bge 1) et 0.1 mg/l d'O₂ relevée au mois de juin à la même station. La valeur moyenne de la DBO₅ est de 5.79 mg/l d'O₂ avec un écart type moyen de 3.35.

Il est à noter que les valeurs de la DBO₅ enregistrées au niveau des eaux de l'Oued Rhumel sont largement supérieures à celles enregistrées au niveau des eaux des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun.

4.1.3.3. Demande chimique en oxygène (DCO)

Les valeurs de la demande chimique en oxygène obtenues présentent des variations moins fluctuantes à l'exception celle de la station (Bge 5) où un grand pic est enregistré au mois d'août, au niveau de cette station (fig. 23).

Dans les eaux de l'Oued Rhumel, la DCO la plus élevée est de 115 mg/l d'O₂, enregistrée au mois de septembre à la station (Rh 2), la plus faible est de 23 mg/l d'O₂, relevée au mois de janvier

à la même station. La DCO moyenne est de 63.63 mg/l d'O₂ avec un écart type moyen de 15.76 pour l'ensemble des trois stations du Rhumel.

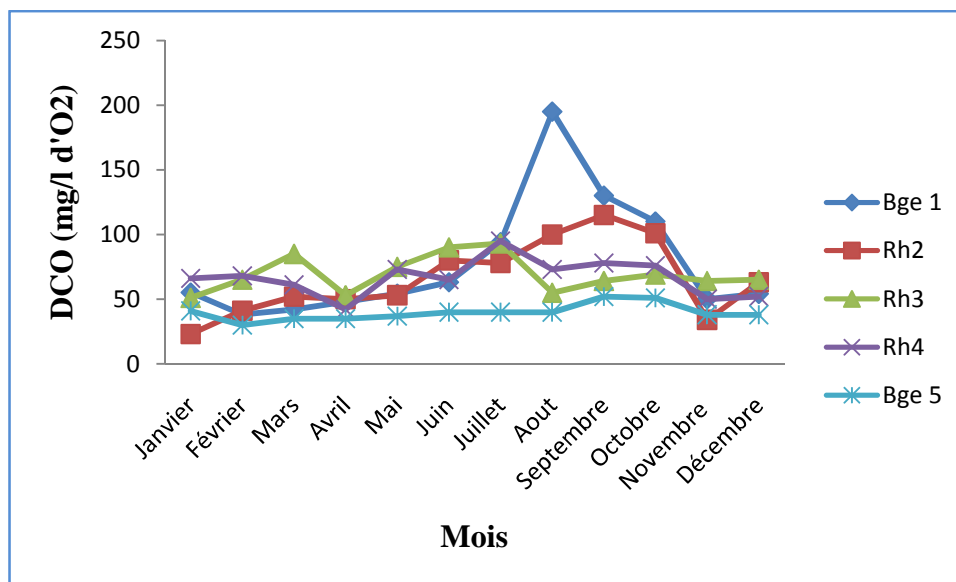


Figure 23 : Variations spatio-temporelles de la DCO des eaux de l'Oued Rhumel et de celles des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun.

Dans les eaux des deux barrages, la valeur maximale de la DCO est de 195 mg/l d'O₂, enregistrée au mois d'août à la station (Bge 1), la valeur minimale est de 30 mg/l d'O₂, enregistrée au mois de février à la station (Bge 5). La DCO moyenne des deux stations des deux barrages est de 58.75 mg/l d'O₂.

4.1.3.4. Composés azotés

4.1.3.4.1. Ammonium (NH₄⁺)

Les valeurs de l'azote ammoniacal présentent des fluctuations importantes dans l'espace et dans le temps dépendant essentiellement du lieu de prélèvement et de la période pluvieuse (fig. 24). Au niveau des eaux du Rhumel : les valeurs extrêmes sont 0.15 mg/l (Rh2) enregistrée au mois de juillet, 8 mg/l (Rh 3) relevée au mois de mai. Trois grands pics ont été enregistrés aux mois de mai (Rh 3), de juillet (Rh 4) et de novembre (Rh 2 et Rh 3) (fig. 24). La valeur moyenne de l'azote ammoniacal est de 2.56 mg/l pour l'ensemble des trois stations de cet oued. La station (Rh3) présente la valeur moyenne de NH₄⁺ la plus élevée avec un écart type qui est très largement élevée par rapport aux écarts types des deux autres stations. La station (Rh2) présente la valeur moyenne de NH₄⁺ la plus faible avec un écart type très faible (tab. 22).



Figure 24 : Variations spatio-temporelles des teneurs en ammonium des eaux de l'Oued Rhumel et de celles des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun.

Au niveau des eaux des deux barrages : les valeurs extrêmes sont 0 mg/l enregistrée aux stations : (Bge 1) au mois d'octobre, (Bge5) aux mois de juin, juillet, août, octobre et de novembre et 1.4 mg/l enregistrée à la station (Bge 1) au mois d'octobre. Les valeurs moyennes de NH_4^+ des eaux des deux stations sont faibles et assez voisines avec des écarts types très faibles voir infimes (Bge5) (tab. 22).

4.1.3.4.2. Nitrites (NO_2^-)

Les teneurs en nitrites montrent des variations importantes s'observant d'une station à l'autre et d'un prélèvement à l'autre (fig. 25). Dans le Rhumel : la teneur la plus faible est de 0.01 mg/l relevée au mois de juillet à la station (Rh 4) et la plus élevée est de 5 mg/l enregistrée aux mois de mai et de juin au niveau des stations (Rh 3 et Rh 4). La teneur moyenne en nitrites est de 2.11 mg/l enregistrée pour l'ensemble des stations du Rhumel. La station (Rh 3) présente la plus grande teneur moyenne en nitrites avec un écart type assez proche à celui de la station (Rh 4) (tab. 22).



Figure 25: Variations spatio-temporelles des teneurs en nitrites des eaux de l'Oued Rhumel et de celles des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun.

Dans les eaux des deux barrages : la teneur la plus élevée en nitrites est de 1.08 mg/l enregistrée à la station (Bge 5) au mois de mai et la plus faible est de 0 mg/l enregistrée aux mois d'octobre et de décembre aux deux stations (Bge1 et Bge5) respectivement. La teneur moyenne est de 0.20 mg /l pour l'ensemble des deux stations.

4.1.3.4.3. Nitrates (NO_3^-)

Les nitrates présentent des variations très importantes s'observant toute l'année (fig. 26). Au niveau des eaux de l'Oued Rhumel : la concentration maximale en nitrates 41.7 mg/l a été enregistrée au mois d'aout à la station (Rh 3), la minimale 2 mg/l relevée au mois de décembre aux stations (Rh 2 et Rh 3) et la concentration moyenne est de 11.87 mg/l pour l'ensemble des stations de cet oued. Contrairement aux nitrites, la plus forte concentration moyenne en nitrates a été enregistrée à la station (Rh 3) avec un écart type moins important que les écarts types des deux stations (Rh 2 et Rh 4) (tab.22).

Au niveau des eaux des deux barrages : la concentration minimale en nitrates est de 0.3 mg/l enregistrée au mois d'octobre à la station (Bge1), la concentration maximale est de 34 mg/l a été relevée au mois de mars à la même station.



Figure 26: Variations spatio-temporelles des teneurs en nitrates des eaux de l'Oued Rhumel et de celles des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun.

La station (Bge1) présente la concentration moyenne en NO_3^- la plus élevée avec un écart type assez similaire à celui de la station (Bge 5) (tab.22). On remarque que les eaux de l'Oued Rhumel sont celles qui contiennent des concentrations plus élevées en nitrates par rapport aux eaux des deux barrages (fig. 26). Ainsi, il est à noter que la station (Rh3) présente un pic important au mois d'août en fonction de ses teneurs en NO_3^- .

4.1.3.5. Phosphates (PO_4^{3-})

Les teneurs en phosphates présentent des fluctuations importantes variant surtout durant la période pluvieuse (fig.27). Les eaux du Rhumel présentent la teneur la plus élevée en phosphates 4.8 mg/l, enregistrée au mois de juin (Rh 3), de juillet et d'août (Rh 4), la teneur la plus faible 0.3 mg/l, a été relevée aux mois de janvier et d'octobre à la station (Rh2). La plus forte teneur moyenne en phosphates a été enregistrée au niveau des eaux de la station Rh 4, avec un écart type important (tab. 22). Les eaux des deux barrages présentent la teneur la plus élevée 0.5 mg/l, enregistrée au mois de juin, à la station (Bge5), la plus faible teneur est de 0 mg/l, relevée au mois de novembre à la même station. La station (Bge 1) présente une teneur moyenne en phosphate plus élevée par rapport à celle enregistrée au niveau de la station (Bge 5). Cependant, les écarts types relevés au niveau des deux stations des deux barrages sont similaires.



Figure 27: Variations spatio-temporelles des teneurs en phosphates des eaux de l'Oued Rhumel et de celles des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun.

On remarque que les stations du Rhumel renferment les teneurs les plus élevées en PO_4^{-2} par rapport aux stations des deux barrages d'où des fluctuations très importantes au niveau des stations du Rhumel (fig.27).

4.1.4. Éléments traces métalliques dans l'eau

Les résultats du dosage des éléments traces métalliques (Cd, Cr, Cu, Pb et Zn) montrent que les teneurs de ces éléments dans le compartiment eau sont inférieures aux limites de sensibilité de l'appareil. Les concentrations sont non détectables pour tous les échantillons, prélevés dans toutes les stations pendant les douze mois de prélèvement.

4.1.5. Corrélations entre les mesures physico-chimiques, éléments minéraux majeurs et les paramètres de pollution dans l'eau

Sur une série de 5 stations d'étude, il a été possible de disposer dans l'eau des caractéristiques de la qualité physico-chimique (T° , pH, CE, % sat, MES, Rs à 105°C), des teneurs en éléments majeurs cations et anions (Ca, Mg, K, Cl, SO_4) et des teneurs en paramètres de pollution organique (NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , MO, PO_4^{-2}). Nous avons eu recours à une analyse en composantes principales (ACP) sur une matrice de corrélation de données formées en lignes de cinq stations prélevées pendant une année (2009). Les colonnes correspondent aux différentes variables représentant les paramètres mesurés et analysés. Les principales corrélations qui résument les relations entre ces

variables sont présentées dans le tableau 23. L'examen de ce tableau montre des corrélations significatives à très hautement significatives entre les variables (tab.23).

- Tableau 23: Matrice des corrélations entre les paramètres physico-chimiques, éléments minéraux majeurs et paramètres révélateurs de pollution organique dans le compartiment Eau (Corrélations significatives à très hautement significatives marquées à $p < ,05000$; $p \square ,01000$; $p \square ,0.01000$; $N-1=59$).

	Teau	pH	CE	O2 dis	% sat	MES	Rs	Ca	Mg	K	Na	Cl	SO4	NH4	NO2	NO3	MO	PO4
Teau	1,0000 p= ---																	
pH	,3057 p=,019	1,0000 p= ---																
CE			1,0000 p= ---															
O2 dis				1,0000 p= ---														
% sat	,5675 p=,000	,3488 p=,007			1,0000 p= ---													
MES			,3048 p=,019			1,0000 p= ---												
Rs 105		-,3600 p=,005	,8039 p=,000			,2885 p=,027	1,0000 p= ---											
Ca		-,3713 p=,004	,7925 p=,000		-,3039 p=,019	,3502 p=,007	,7616 p=,000	1,0000 p= ---										
Mg			,7041 p=,000			,3277 p=,011	,6686 p=,000	,5891 p=,000	1,0000 p= ---									
K	,2688 p=,040						,3758 p=,003		,3299 p=,011	1,0000 p= ---								
Na	,3453 p=,007	-,2794 p=,032	,6784 p=,000				,7180 p=,000	,3746 p=,003	,5393 p=,000	,4763 p=,000	1,0000 p= ---							
Cl	,3040 p=,019		,6670 p=,000				,8214 p=,000	,4121 p=,001	,5749 p=,000	,4470 p=,000	,8642 p=,000	1,0000 p= ---						
SO4		-,3300 p=,011	,5799 p=,000				,6534 p=,000	,7901 p=,000	,4004 p=,002				1,0000 p= ---					
NH4		-,3539 p=,006	,5048 p=,000		-,3727 p=,004	,3486 p=,007	,5394 p=,000	,4352 p=,001	,5219 p=,000		,4609 p=,000	,4767 p=,000		1,0000 p= ---				
NO2			,3356 p=,009	,4637 p=,000	-,3102 p=,017	,2963 p=,023		,3662 p=,004	,3220 p=,013						1,0000 p= ---			
NO3			,4663 p=,000			,3852 p=,003	,4326 p=,001	,4902 p=,000	,4736 p=,000			,2718 p=,037	,2794 p=,032	,2678 p=,040		1,0000 p= ---		
MO				,3407 p=,008							,3885 p=,002	,2933 p=,024		,3528 p=,006			1,0000 p= ---	
PO4			,5625 p=,000			,3652 p=,004	,5157 p=,000	,4288 p=,001	,5692 p=,000	,3648 p=,005	,6278 p=,000	,5730 p=,000		,6827 p=,000	,3405 p=,008	,4386 p=,001	,3372 p=,009	1,0000 p= ---

___: Corrélations marquées à $p \square 0.0010$, **---**: Corrélations marquées à $p \square 0.0100$, **---**: Corrélations marquées à $p \square 0.0500$

L'ACP résume sur les cinq premiers axes 74.83 % de l'information totale. La première composante contribuant pour 36.51 % de la variance totale est corrélée positivement au pH et au pourcentage de saturation, et négativement à la teneur en NH_4^+ , aux phosphates, à la matière organique et aux cations (Na^+ , K^+) et au Cl^- . La deuxième composante (13.03 % de l'inertie) est corrélée négativement à la température de l'eau, aux cations (Mg^{+2} , Na^+ , K^+) et positivement au résidu sec, aux matières en suspension, aux nitrates, aux nitrites et à la conductivité électrique. Le plan principal Axes (1-2) qui va servir pour les projections résume 49.54 % de l'information (figure 28).

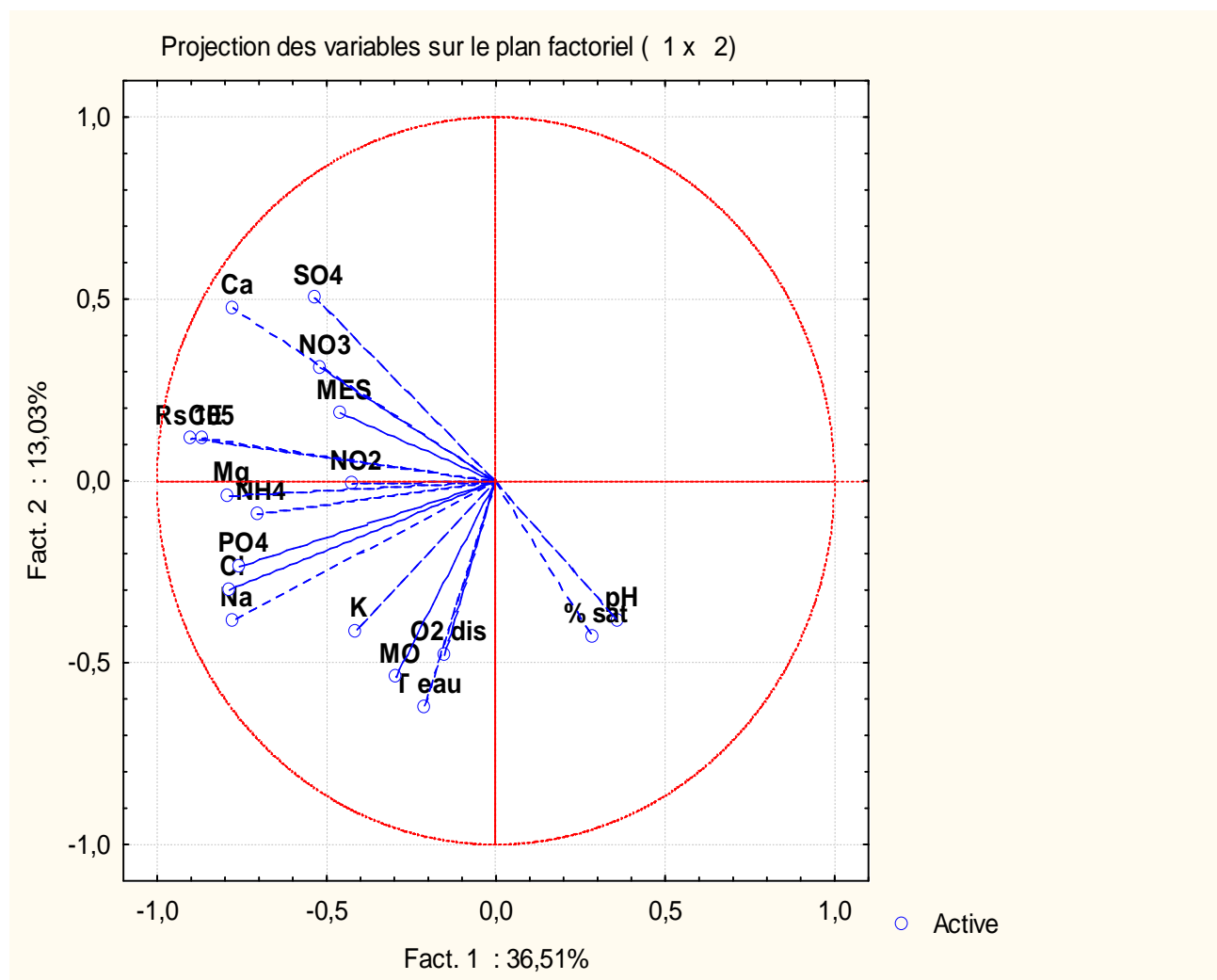


Figure 28: ACP des caractéristiques physico-chimiques, éléments minéraux majeurs et des paramètres de pollution organique dans l'eau. Cercle de corrélations et projection des variables.

Tableau 24: Corrélations entre les variables et les axes principaux de l'ACP globale
Compartiment "eau".

<i>Variables</i>	<i>Facteur 1</i>	<i>Facteur2</i>
T eau	-0.211835	-0.622318
pH	0.362022	-0.383548
CE	-0.867117	0.116465
O₂ dis	-0.151877	-0.477431
% sat	0.284187	-0.428399
MES	-0.45329	0.186486
Rs à 105°C	-0.901209	0.114422
Ca	-0.775667	0.475132
Mg	-0.792100	-0.039990
K	-0.416296	-0.413364
Na	-0.777679	-0.383887
Cl	-0.788829	-0.300242
SO₄	-0.535220	0.501999
NH₄	-0.704257	-0.091389
NO₂	-0.424310	-0.008652
NO₃	-0.516284	0.309636
MO	-0.293087	-0.539421
PO₄	-0.757325	-0.234580

Schématiquement, nous pouvons considérer que l'ensemble des paramètres mesurés et analysés dans le compartiment "eau" permettent de définir deux groupes qui se distinguent sur le plan (fig. 28). Le premier groupe renferme les stations des deux barrages, formé par le pourcentage de saturation et le pH de l'eau qui se projettent du côté positif de l'axe 1 et par la MO, la température, Cl⁻, PO₄⁻² du côté négatif. Le second groupe contient les trois stations du Rhumel, formé du côté positif de calcium, de résidu sec, de NO₂⁻, de NO₃⁻, de CE, et de MES.

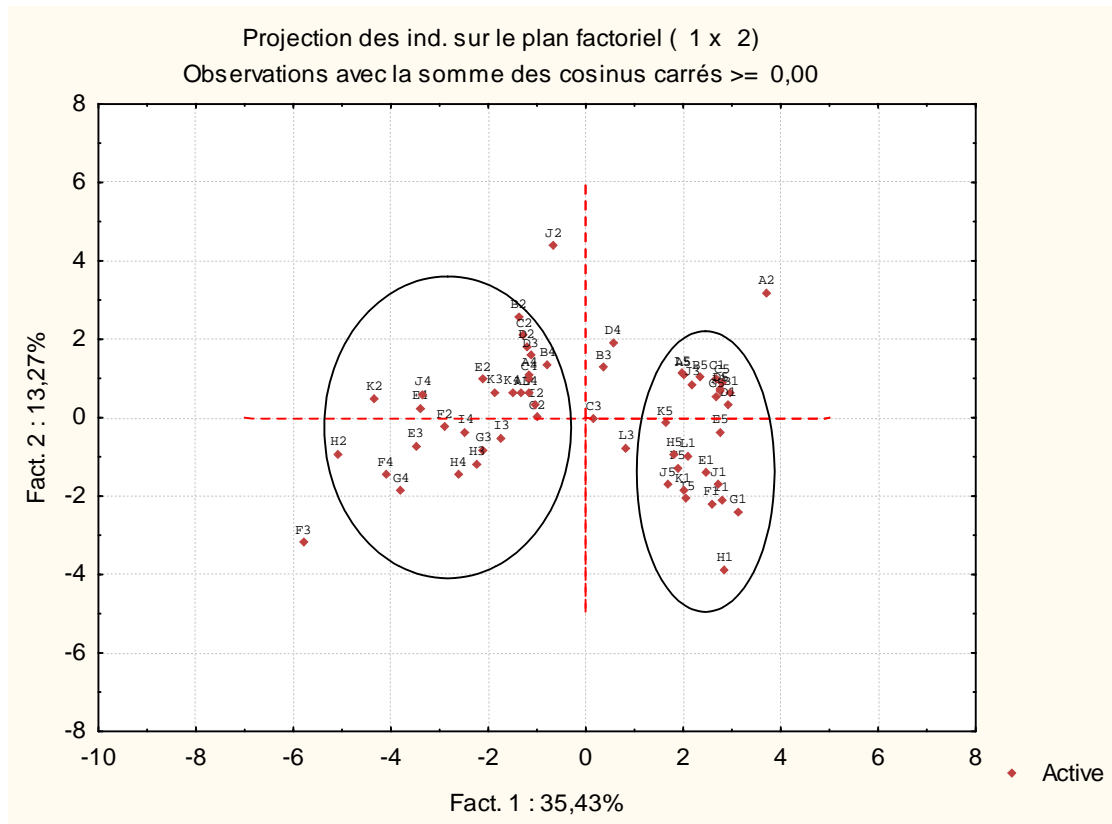


Figure 29 : Projection des stations sur le plan principal.

Ainsi, la projection des stations d'études pendant 12 mois de prélèvement sur le plan principal (axes 1-2) de l'ACP fait apparaître des ressemblances et des différences entre les écosystèmes aquatiques étudiés (Oued Rhumel groupe 1, les barrages Hammam Grouz et Beni Haroun groupe 2) (fig. 29). Cette représentation visualise une structure dominée par un rapprochement des stations de chaque écosystème les unes aux autres, et le détachement de certaines stations où (Rh2 ; octobre 2009) se projette du côté positif de la deuxième composante et présente par conséquent une valeur élevée au mois d'octobre, et la station (Rh3 ; juin 2009) qui se détache également des stations et forme l'axe du côté négatif. Cette station (Rh3), au mois de juin semble être la station qui présente apparemment la teneur la plus élevée en sodium.

4.2. Compartiment ‘‘sédiments’’

4.2.1. 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 très liés au pH du milieu (Kribi, 2005). Les valeurs moyennes (\pm écart types) du pH des sédiments des différentes stations sont consignées dans le tableau 25, et les variations spatio-temporelles sont présentées dans la figure 30.

Tableau 25: pH des sédiments de l'Oued Rhumel, ses affluents et des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun (Hiver 2010, Printemps 2010).

<i>Stations</i>	<i>pH des sédiments</i>		
	Campagne 1 (Hiver 2010)	Campagne2 (Printemps 2010)	Moyenne
Bge1	7,58	9,05	8,32
Bge2	8,56	8,36	8,46
Rh3	7,68	7,84	7,76
Bm4	8,26	7,45	7,86
Rh5	7,75	7,73	7,74
Sm6	7,34	8,12	7,73
Mt7	8,71	9,05	8,88
Rh8	8,31	7,86	8,09
Kt9	8,4	6,75	7,58
En10	8,4	8,31	8,36
Db11	7,92	8,58	8,25
Bge12	8,3	8,74	8,52
Bge13	8,05	8,5	8,28
Bge14	8,39	8,4	8,40
Kb15	8,45	8,71	8,58
KR16	8,28	8,57	8,43
Moyenne (n=16)	8.15	8.25	
Ecart type (n=16)	0.39	0.61	
Moyenne (n=32)		8.2	
Ecart type (n=32)		0.50	
T Student : P		0,57	

Le pH des sédiments des différentes stations des oueds : Rhumel, Smendou, Kébir, Endja, Ktone, Dib et El Kébir oscille entre 7.34 et 8.71 pour la campagne 1 (hiver 2010), et entre 6.75 et 9.05 pour les sédiments des mêmes oueds pour la campagne 2 (printemps 2010). Le pH des sédiments des stations des deux barrages Hammam Grouz et Beni Haroun varie entre 7.58 et 8.56 pour la campagne 1 (hiver 2010) et entre 8.36 et 9.05 pour la campagne 2 (printemps 2010). Le Test Student ($p = 0.45 > 0.05$) ne montre pas une différence significative entre les deux campagnes de

prélèvement. Ainsi, l'ANOVA n'a pas révélé un effet significatif ni pour le facteur "campagne" ($F = 0.254$, $p = 0.618$), ni pour le facteur "station de prélèvement" ($F = 1.1158$, $p = 0.386$).



Figure 30: Variations spatio-temporelles du pH des sédiments de l'Oued Rhumel, ses affluents et des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun.

Les variations spatio-temporelles du pH des sédiments des différentes stations de prélèvement sont importantes pendant la campagne 2 par rapport à celles observées pendant la campagne 1 (figure 30).

4.2.2. Conductivité électrique

Les valeurs moyennes (\pm écart-types) de la conductivité électrique obtenues sont présentées dans le tableau 26. Les variations spatio-temporelles des deux campagnes de prélèvement sont représentées dans la figure 31. Les valeurs de la conductivité électrique des sédiments des différentes stations de prélèvement montrent des fluctuations importantes s'observant d'une station à l'autre et d'une saison de prélèvement à l'autre (fig.31).

La valeur la plus élevée de la conductivité électrique des sédiments de l'Oued Rhumel et ses affluents est de $830 \mu\text{S/cm}$ à la station (Bm 4) au mois d'avril (campagne 2), la valeur la plus faible est de $99 \mu\text{S/cm}$ à la station (Mt 7) au même mois (campagne 2) et la conductivité moyenne est de $357.50 \mu\text{S/cm}$ pour l'ensemble des stations.

Tableau 26: Valeurs de la conductivité électrique des sédiments de l'Oued Rhumel, ses affluents et des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun (Hiver 2010, Printemps 2010).

Stations	CE des sédiments ($\mu\text{S}/\text{cm}$)		
	Campagne 1 (Hiver 2010)	Campagne2 (Printemps 2010)	Moyenne
Bge1	218	206	212
Bge2	233	363	298
Rh3	360	455	407,5
Bm4	380	830	605
Rh5	602	652	627
Sm6	364	288	326
Mt7	105	99	102
Rh8	238	214	226
Kt9	226	325	275,5
En10	593	574	583,5
Db11	232	306	269
Bge12	255	205	230
Bge13	654	396	525
Bge14	247	175	211
Kb15	276	313	294,5
KR16	198	235	216,5
Moyenne (n=16)	323.81	352.25	
Ecart type (n=16)	160.50	193.20	
Moyenne (n=32)	338.03		
Ecart type (n=32)	175.31		
T Student : P	0.45		

Le tableau ci-dessus montre que les CE des sédiments de l'Oued Rhumel sont supérieures à celles mesurées au niveau des barrages. La station (Bm4) semble celle où les sédiments présentent une conductivité électrique trop élevée, si on la compare avec les autres valeurs de CE des autres stations de prélèvement.

Pour les sédiments des deux barrages, la valeur la plus élevée de la CE ($654 \mu\text{S}/\text{cm}$) a été enregistrée à la station (Bge 13) au mois de janvier et la valeur la plus faible ($175 \mu\text{S}/\text{cm}$) a été enregistrée à la station (Bge 14) au mois d'avril. La CE moyenne pour l'ensemble des stations des deux barrages est de l'ordre de $295.2 \mu\text{S}/\text{cm}$. L'ANOVA n'a pas révélé un effet significatif pour le facteur "campagne" ($F=0.205$, $p = 0.654$). Cependant, l'effet "station de prélèvement" est très significatif ($F = 5.091$, $p = 0.001$). Ainsi, le test Newman-Keuls nous a permis de dégager six groupes de stations homogènes (tab. 27).

Tableau 27 : Résultats du Test Newman-Keuls pour la CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$) des sédiments des différentes stations de prélèvement.

<i>Stations</i>	<i>CE</i>	<i>A</i>	<i>B</i>	<i>C</i>	<i>D</i>
Mt7	102,00	****			
Bge14	211,00	****	****		
Bge1	212,00	****	****		
KR16	216,50	****	****		
Rh8	226,00	****	****		
Bge12	230,00	****	****		
Db11	269,00	****	****	****	****
Kt9	275,50	****	****	****	****
Kb15	294,50	****	****	****	****
Bge2	298,00	****	****	****	****
Sm6	326,00	****	****	****	****
Rh3	407,50	****	****	****	****
Bge13	525,00		****	****	****
En10	583,50		****	****	****
Bm4	605,00			****	****
Rh5	627,00				****

A partir du tableau ci-dessus, nous remarquons qu'à partir du test de Newman-Keuls qui suit l'ANOVA, qu'il ya 6 groupes homogènes des sédiments des différentes stations de prélèvements, en fonction des CE moyennes:

- Un groupe A, qui se détache, représenté par la station (Mt7) où la CE moyenne semble la plus faible ($102\mu\text{S}/\text{cm}$).
- Un groupe AB : où les sédiments des stations (Bge14, Bge1, KR16, Rh8 et Bge12) présentent des CE moyennes intermédiaires comprises entre $230\mu\text{S}/\text{cm}$ et $211\mu\text{S}/\text{cm}$.
- Un groupe ABCD : représenté par les stations (Db11, Kt9, Bge2, Kb15, Sm6 et Rh 3) où les sédiments présentent des CE moyennes comprises entre 269 et $407.5\mu\text{S}/\text{cm}$.
- Un groupe BCD, formé des stations (En10 et Bge13) où les CE sont élevées avec $584\mu\text{S}/\text{cm}$ et $525\mu\text{S}/\text{cm}$ respectivement.
- Un groupe CD, dont la station (Bm4) possède des sédiments où la CE moyenne est de $605\mu\text{S}/\text{cm}$.
- Un dernier groupe D, où la station (Rh5) qui renferme des sédiments dont la CE est la plus élevée ($627\mu\text{S}/\text{cm}$).



Figure 31: Variations spatio-temporelles de la CE des sédiments de l'Oued Rhumel, ses affluents et des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun.

La figure ci-dessus montre que la campagne printanière est celle où la conductivité électrique présente des variations très importantes avec un pic enregistré au niveau des sédiments de la station (Bm4).

4.2.3. Calcaire total

Les valeurs moyennes (\pm écarts types) des teneurs en carbonates de calcium (calcaire total) des sédiments des différents oueds : Rhumel, Boumerzoug, Metlili, Smendou, Dib, Ktone, Endja, Kébir et Rafrat et des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun, (exprimées en %) du sédiment sec, sont présentées dans le tableau 29. Les variations spatio-temporelles des deux campagnes étudiées sont illustrées dans la figure 32.

Le taux le plus élevé en calcaire total (44.08 %) a été enregistré au niveau de la station (Kt 9) au mois de janvier (campagne 1), le taux le plus faible (13.23 %) est enregistré à la station (KR 16) au même mois (janvier, campagne 1) et le taux moyen en calcaire total est de 25.27 % pour l'ensemble des stations du Rhumel ainsi que celles de ses affluents.

Pour les sédiments des deux barrages, le taux le plus élevé en calcaire total (61.79 %) est enregistré au niveau de la station (Bge 2) au mois d'avril (campagne 2) et le taux moyen en calcaire total est de 32.09 % pour l'ensemble des stations du Rhumel ainsi que celles de ses affluents (tab. 28).

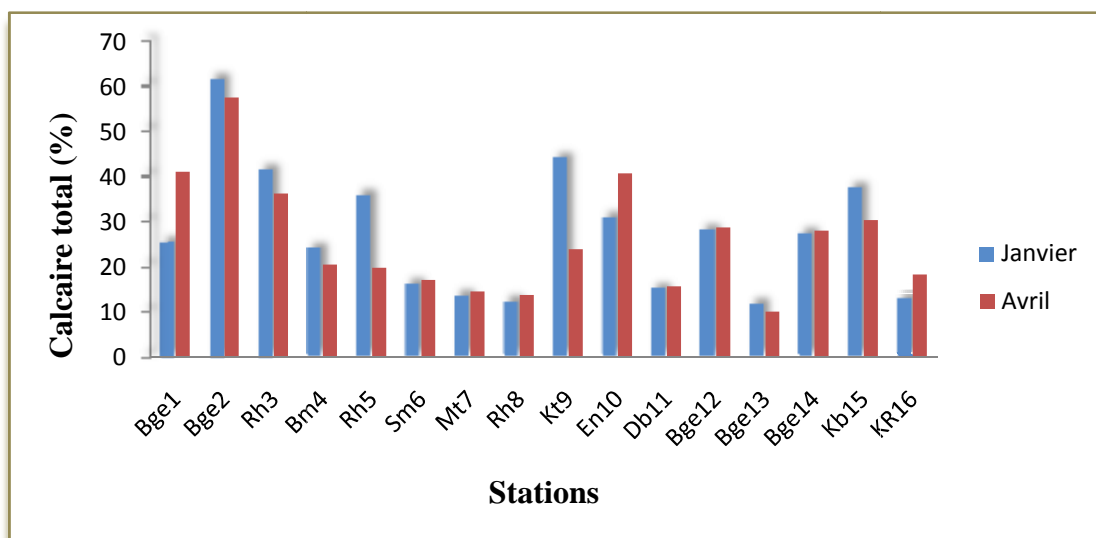


Figure 32: Variations spatio-temporelles des teneurs en calcaire total des sédiments de l'Oued Rhumel, ses affluents et des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun.

Tableau 28: Teneurs en CaCO_3 (en pourcentage) des sédiments de l'Oued Rhumel, de ses affluents et des deux barrages Hammam Grouz et Beni Haroun des deux campagnes (Hiver 2010/ Printemps 2010), (Moyennes \pm écarts types).

Stations	Taux en Calcaire total des sédiments (%)		
	Campagne 1 (Hiver 2010)	Campagne 2 (Printemps 2010)	Moyenne
Bge1	25,54	41,22	33,38
Bge2	61,79	57,71	59,75
Rh3	41,63	36,36	39,00
Bm4	24,05	20,61	22,33
Rh5	35,92	19,93	27,93
Sm6	16,15	17,18	16,67
Mt7	13,69	14,66	14,18
Rh8	12,37	13,86	13,12
Kt9	44,08	24,05	34,07
En10	31,02	40,88	35,95
Db11	15,12	15,8	15,46
Bge12	28,17	28,86	28,52
Bge13	11,74	10,19	10,97
Bge14	27,48	28,17	27,83
Kb15	37,55	30,49	34,02
KR16	13,23	18,44	15,84
Moyenne (n=16)	27,47	26,15	
Ecart type (n=16)	14,15	12,74	
Moyenne (n=32)		26,81	
Ecart type (n=32)		13,26	
T Student : P		0,55	

Ce tableau présente les teneurs en calcaire total exprimées en %, des sédiments des différentes stations. On remarque que les pourcentages sont variables d'une station à une autre.

Les résultats du Test Student $P= 0.55 > 0.05$ montrent qu'il n'y a pas une différence significative entre les deux campagnes de prélèvements (l'effet saison n'est pas marqué). L'ANOVA a révélé un effet très significatif pour le facteur "station de prélèvement" ($F= 9.1243$, $p=0.000$), d'où les classes de moyennes en calcaire total présentées dans le tableau 30.

Tableau 29: Résultats du Test Newman-Keuls pour le calcaire total (%) des sédiments des différentes stations de prélèvement.

<i>Stations</i>	<i>Cal T</i>	<i>A</i>	<i>B</i>	<i>C</i>	<i>D</i>
Bge13	10,97	****			
Rh8	13,12	****	****		
Mt7	14,18	****	****		
Db11	15,46	****	****		
KR16	15,84	****	****		
Sm6	16,67	****	****		
Bm4	22,33	****	****	****	
Bge14	27,83	****	****	****	
Rh5	27,93	****	****	****	
Bge12	28,52	****	****	****	
Bge1	33,38		****	****	
Kb15	34,02		****	****	
Kt9	34,07		****	****	
En10	35,95		****	****	
Rh3	39,00			****	
Bge2	59,75				****

D'après le tableau 29, le test de Newman-Keuls fait ressortir six groupes homogènes, formés des différentes stations de prélèvement, en fonction des teneurs moyennes en Calcaire total dans le compartiment sédimentaire :

- Groupe A, formé de la station (Bge13), dont les sédiments de l'aval du barrage Hammam Grouz sont moins chargés en calcaire total (11 %).
- Groupe AB, composé des sédiments des stations (Rh8, Mt7, Db11, KR16, Sm6), qui renferment des taux moyen CaCO_3 compris entre 17% et 13%.
- Groupe ABC, formé des stations (Bm4, Bge14, Rh5, Bge12), représenté par les sédiments qui contiennent des taux moyen en calcaire total compris entre 29% et 22%.

- Groupe BC, regroupant les stations (Bge1, Kb15, Kt9, En10), les sédiments de ce groupe renferment des taux moyen en CaCO_3 compris entre 36% et 33%.
- Groupe C, composé de la station (Rh3) dont les sédiments présentent un taux moyen en calcaire total de 39%.
- Groupe D, représenté par les sédiments de la station (Bge2) qui ont un taux moyen en CaCO_3 de 62%, et sont par conséquent les sédiments les plus chargés en calcaire total.

4.2.4. Les éléments traces métalliques

Les résultats obtenus révèlent la présence du Pb, Cu, Zn, Cr et Cd dans tous les échantillons des sédiments pendant les deux campagnes de prélèvement. Les résultats sont représentés dans les tableaux (30, 31, 32, 33, 34). Les histogrammes (fig.33 à 37) illustrent les évolutions spatio-temporelles des teneurs métalliques.

4.2.4.1. Cadmium

Les teneurs en Cadmium sont relativement faibles, présentant des fluctuations importantes s'observant d'une station à l'autre et d'une campagne à l'autre (fig.34). Ainsi, le cadmium des sédiments de l'Oued Rhumel ainsi que celui des sédiments de ses affluents diffère d'une station à une autre et d'une saison à l'autre (tab. 30). Les stations (Rh5 et En 10) présentent les teneurs les plus élevées en cadmium (4.867 ppm) aux mois de janvier (campagne 1) et d'avril (campagne 2) respectivement.

Selon la figure 33, il nous paraît que les stations (En 10, Bge 12, Bge 14 et Kb 15) sont celles où les sédiments contiennent des teneurs en Cd plus élevées pendant la campagne 2. La teneur la plus faible en Cd (2.124 $\mu\text{g/g}$) est enregistrée au niveau de la station (Bm4) au mois de janvier (campagne 1). La teneur moyenne en Cd pour l'ensemble des stations du Rhumel et ses affluents est de l'ordre de 3.773 ppm. Les variations spatiales des teneurs en cadmium des sédiments des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun (fig. 33) sont également fluctuantes durant les deux campagnes de prélèvement. Elles sont élevées durant la saison printanière (campagne 2) par rapport à la saison hivernale (campagne 1), malgré que la teneur moyenne en Cd enregistrée au niveau du barrage Hammam Grouz (3.982 $\mu\text{g/g}$) semble être la même que celle du barrage Beni Haroun (3.864 $\mu\text{g/g}$). Le test Student montre une différence très hautement significative entre les deux campagnes de prélèvement ($p = 0.008 < 0.05$) (tab. 30). Ainsi, l'ANOVA a révélé un effet "campagne" très significatif ($F = 6.895$; $p = 0.0135$). Cependant, l'effet "station de prélèvement" n'est pas significatif ($F = 1.1181$, $p = 0.4122$).



Figure 33: Variations spatio-temporelles de la teneur en cadmium des sédiments de l'Oued Rhumel, ses affluents et des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun.

Tableau 30: Teneurs en cadmium des sédiments de l'Oued Rhumel, de ses affluents et des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun.

Stations	Teneurs en Cd des sédiments ($\mu\text{g/g}$)		
	Campagne 1 (Hiver 2010)	Campagne2 (Printemps 2010)	Moyenne
Bge1	4,00	4,00	4,00
Bge2	3,54	4,43	4,00
Rh3	3,54	3,54	3,54
Bm4	2,12	4,00	3,05
Rh5	4,87	4,00	4,43
Sm6	4,00	3,54	3,76
Mt7	3,10	3,54	3,32
Rh8	3,54	3,98	3,76
Kt9	3,89	3,54	3,72
En10	3,54	4,87	4,20
Db11	2,66	3,54	3,10
Bge12	3,54	4,87	4,20
Bge13	2,83	3,98	3,41
Bge14	3,10	4,87	4,00
Kb15	4,87	5,31	5,10
KR16	3,10	4,00	3,54
Moyenne (n=16)	3,51	4,12	
Ecart type (n=16)	0,73	0,58	
Moyenne (n=32)		3.82	
Ecart type (n=32)		0.72	
T Student : P		0.008	

D'après le tableau ci-dessus, les teneurs en Cd des sédiments des oueds sont proches de celles des sédiments des deux barrages, où la campagne 2 (4.12 ± 0.58) est la saison pendant laquelle les sédiments renferment des teneurs plus ou moins supérieures à celles enregistrées pendant la campagne 1 (3.51 ± 0.73).

Tableau 31: Résultats du Test Newman-Keuls pour les teneurs moyennes en Cd ($\mu\text{g/g}$) des sédiments des différentes campagnes de prélèvement.

Campagnes	Cd	1	2
1	3,51	****	
2	4,12		****

Ainsi, d'après le tableau ci-dessus 31, nous remarquons qu'après analyse par le Test de Newman-Keuls, la campagne 2 est celle où les sédiments des différentes stations renferment les teneurs moyennes en Cd les plus élevées. Ils sont, par conséquent, les plus chargés en Cd.

4.2.4.2. Chrome

Pour le chrome, la variation d'une station à l'autre et d'un cours d'eau à l'autre est irrégulière pour l'Oued Rhumel et ses affluents. La concentration en chrome augmente de la station (Rh 3) aux stations (En 10, Db 11, Kb 15 et KR 16) où le maximum est atteint au niveau de la station (Kb 15). Les deux campagnes de prélèvement donnent une certaine homogénéité de certaines stations (Mt 7, Rh 8, En 10, Db 11).

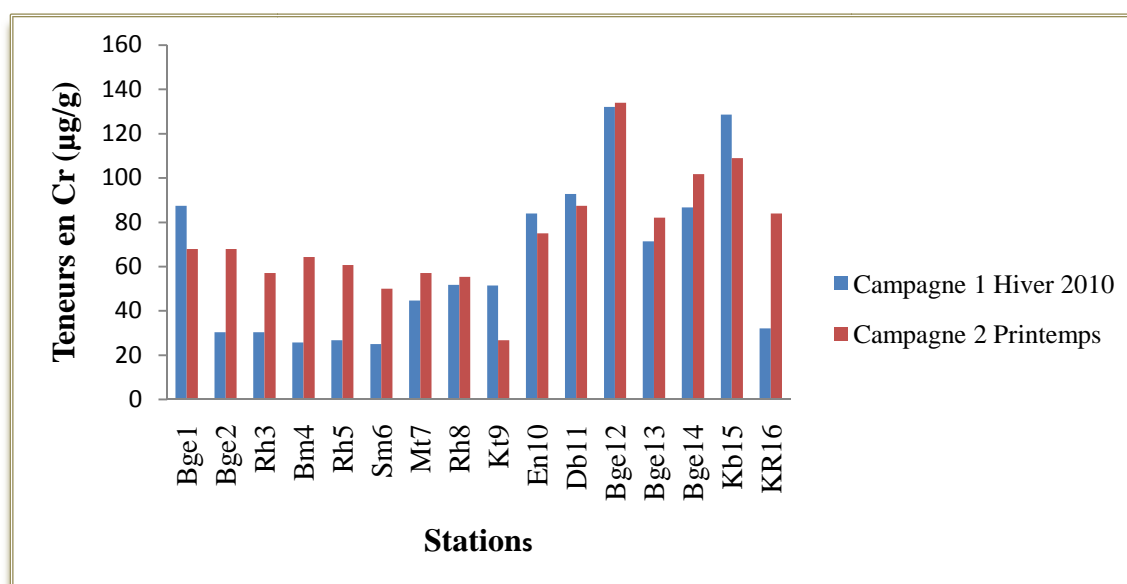


Figure 34: Variations spatio-temporelles de la teneur en chrome ($\mu\text{g/g}$) des sédiments de l'Oued Rhumel, ses affluents et des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun.

En moyenne, la teneur des sédiments de l'Oued Rhumel ainsi que celle des sédiments de ses affluents, en chrome est de l'ordre de 60 ppm, avec un maximum de 128.57 $\mu\text{g/g}$ au mois de janvier (campagne 1) à la station (Kb 15) et un minimum de 25 $\mu\text{g/g}$ au même mois (campagne 1) à la station (Sm 6). Les teneurs en chrome des sédiments des deux barrages Hammam Grouz et Beni Haroun (fig. 34), présentent des fluctuations presque semblables au niveau des stations d'un même barrage. La valeur la plus élevée (133.93 $\mu\text{g/g}$) est enregistrée au niveau des sédiments de la station (Bge 12) au mois d'avril. La valeur la plus faible (30.36 $\mu\text{g/g}$) est enregistrée à la station (Bge 2) au mois de janvier (Campagne 1) (tab.32). La teneur moyenne en Cr est de 86.18 $\mu\text{g/g}$ pour l'ensemble des stations des deux barrages.

Tableau 32 : Teneurs en chrome des sédiments de l'Oued Rhumel, de ses affluents et des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun.

Stations	Teneurs en Cr des sédiments ($\mu\text{g/g}$)		
	Campagne 1 (Hiver 2010)	Campagne 2 (Printemps 2010)	Moyenne
Bge1	87.50	67.86	77,68
Bge2	30.36	67.86	49,11
Rh3	30.36	57.14	43,75
Bm4	25.71	64.29	45,00
Rh5	26.79	60.71	43,75
Sm6	25.00	50.00	37,50
Mt7	44.64	57.14	50,89
Rh8	51.79	55.36	53,58
Kt9	51.43	26.79	39,11
En10	83.93	75.00	79,47
Db11	92.86	87.50	90,18
Bge12	132.14	133.93	133,04
Bge13	71.43	82.14	76,79
Bge14	86.79	101.79	94,29
Kb15	128.57	108.93	118,75
KR16	32.14	83.93	58,04
Moyenne (n=16)	62.59	73.77	
Ecart type (n=16)	36.03	25.82	
Moyenne (n=32)		68.18	
Ecart type (n=32)		31.35	
T Student : P		0.07	

Les résultats du Test Student ne montrent pas un effet significatif pour les deux campagnes des prélèvements ($p = 0.07 > 0.05$). Par ailleurs, l'ANOVA a révélé un effet "station de prélèvement" très significatif ($F = 4.4771$, $p = 0.0025$) d'où les classes de moyennes présentées dans le tableau 33.

Tableau 33 : Résultats du Test Newman-Keuls des teneurs moyennes en Cr ($\mu\text{g/g}$) des sédiments des différentes stations de prélèvement.

<i>Stations</i>	<i>Cr</i>	<i>A</i>	<i>B</i>	<i>C</i>
Sm6	37,5000	****		
Kt9	39,1100	****		
Rh5	43,7500	****		
Rh3	43,7500	****		
Bm4	45,0000	****		
Mt7	50,8900	****	****	
Rh8	53,5750	****	****	
KR16	58,0350	****	****	
Bge2	58,6100	****	****	
Bge13	76,7850	****	****	****
Bge1	77,6800	****	****	****
En10	79,4650	****	****	****
Db11	90,1800	****	****	****
Bge14	94,2900	****	****	****
Kb15	118,7500		****	****
Bge12	133,0350			****

A partir du tableau ci-dessus, nous remarquons qu'il y a cinq groupes de stations ayant des sédiments homogènes, en fonction de leurs teneurs moyennes en chrome :

- Groupe A, contenant les stations(Sm6, Kt9, Rh5, Rh3, Bm4), et dont les sédiments renferment des teneurs moyennes en Cr comprises entre 45 $\mu\text{g/g}$ et 37,5 $\mu\text{g/g}$. Ce groupe présente les sédiments les moins chargés en Cr.
- Groupe AB, formé des stations (Mt7, Rh8, KR16, Bge2), dont les sédiments contiennent des teneurs moyennes en chrome comprises entre 58.6 $\mu\text{g/g}$ et 51 $\mu\text{g/g}$.
- Groupe ABC Les sédiments des stations (Bge14, Db11, En10, Bge1 et Bge13) sont moins chargés en Cr avec des teneurs moyennes en chrome comprises entre 95 $\mu\text{g/g}$ et 77 $\mu\text{g/g}$.
- Groupe BC,présenté par les sédiments de la station (Kb15) qui sont chargés en Cr avec une teneur moyenne de 118,5 $\mu\text{g/g}$.

- Groupe C, représenté par la station (Bge12) dont les sédiments renferment une teneur moyenne en Cr estimée de 133 $\mu\text{g/g}$. Cette station (Bge12) apparaît celle où ses sédiments sont plus chargés en Cr.

4.2.4.3. Cuivre

Les variations spatio-temporelles des teneurs en Cu sont irrégulières pour les sédiments de l'Oued Rhumel et ses affluents. Il en est de même le cas pour les sédiments des deux barrages. Les teneurs cuivriques présentent des variations s'observant de l'amont à l'aval. Ainsi, les teneurs extrêmes ont été enregistrées au mois de janvier (10.29 $\mu\text{g/g}$) à la station (Bm4) et au mois d'avril (47.14 $\mu\text{g/g}$) à la station (Rh5) (fig.35).

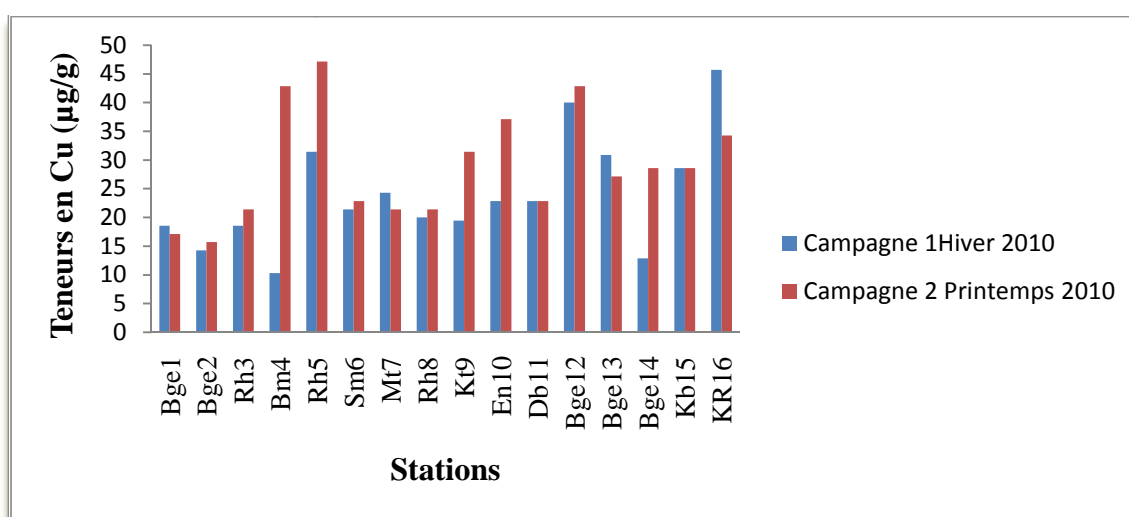


Figure 35: Variations spatio-temporelles des teneurs en cuivre des sédiments de l'Oued Rhumel, ses affluents et des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun.

La figure ci-dessus montre que les teneurs en Cu pendant la campagne 2 sont les plus élevées par rapport à celles enregistrées pendant la campagne 1. Ainsi, nous remarquons que la station (Rh 5) est celle où un grand pic a été enregistré durant la saison printanière. Les sédiments de la station (Bm 4) sont ceux qui présentent la teneur en Cu la plus faible, durant la campagne 1 (fig. 35).

L'effet station n'est pas significatif ($p = 0.17 > 0.05$). Les teneurs en cuivre des sédiments des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun varient légèrement entre les deux campagnes de prélèvement (fig.35). Elles sont assez élevées au niveau du barrage Beni Haroun (Bge 12, Bge 13 et Bge 14) par rapport au niveau du Hammam Grouz (Bge 1 et Bge 2).

Les valeurs extrêmes (42.86 $\mu\text{g/g}$ et 12.86 $\mu\text{g/g}$) ont été enregistrées respectivement au mois d'avril à la station (Bge 12) et au mois de janvier à la station (Bge 14). La teneur moyenne est de

24.80 $\mu\text{g/g}$. La station (Bge 12) présente la teneur moyenne la plus élevée en cuivre par rapport aux teneurs moyennes présentées au niveau des autres stations des deux barrages. Ainsi, l'ANOVA n'a pas révélé des effets significatifs pour les deux facteurs "campagne" ($F = 2.2332$, $p = 0.1455$), "station de prélèvement" ($F = 1.9577$, $p = 0.097$).

Tableau 34: Teneurs en cuivre des sédiments de l'Oued Rhumel, de ses affluents et des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun.

Stations	Teneurs en Cu des sédiments ($\mu\text{g/g}$)		
	Campagne 1 (Hiver 2010)	Campagne2 (Printemps 2010)	Moyenne
Bge1	18.57	17.14	17,86
Bge2	14.29	15.71	15,00
Rh3	18.57	21.43	20,00
Bm4	10.29	42.86	26,58
Rh5	31.43	47.14	39,29
Sm6	21.43	22.86	22,15
Mt7	24.29	21.43	22,86
Rh8	20.00	21.43	20,72
Kt9	19.43	31.43	25,43
En10	22.86	37.14	30,00
Db11	22.86	22.86	22,86
Bge12	40.00	42.86	41,43
Bge13	30.86	27.14	29,00
Bge14	12.86	28.57	20,72
Kb15	28.57	28.57	28,57
KR16	45.71	34.29	40,00
Moyenne (n=16)	23.88	28.93	
Ecart type (n=16)	9.53	9.60	
Moyenne (n=32)		26.40	
Ecart type (n=32)		9.75	
T Student : P		0.07	

D'après le tableau 34, nous observons qu'il y a une légère augmentation des teneurs des sédiments des différentes stations de prélèvement. Ainsi, il ressort que le cuivre se concentre beaucoup plus en amont des barrages qu'en aval.

4.2.4.4. Plomb

Pour ce qui est du plomb, la variation d'une station à l'autre et d'un cours d'eau à l'autre est irrégulière pour le Rhumel ainsi que ses affluents (fig. 36). Les concentrations en plomb sont maximales au niveau de la station (Rh 5) (60 ppm au mois de janvier, 70 $\mu\text{g/g}$ au mois d'avril), et les concentrations minimales sont de l'ordre de 24 $\mu\text{g/g}$ au mois de janvier à la station (Bm 4) et de

40 $\mu\text{g/g}$ au mois d'avril au niveau des stations (Sm6, Mt7, Rh8, Kt9, Db11 et KR16). La concentration moyenne en Pb pour l'ensemble des stations de l'Oued Rhumel et ses affluents est de 48.27 $\mu\text{g/g}$. Les teneurs en Pb des sédiments des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun présentent également des variations s'observant essentiellement au niveau de la station (Bge 12) (Fig. 37). La concentration maximale en Pb (80 $\mu\text{g/g}$) a été enregistrée au niveau des sédiments de la station (Bge12) au mois d'avril (campagne 2), la concentration minimale (30 $\mu\text{g/g}$) a été enregistrée au niveau des sédiments des stations (Bge 14 et Bge 2) aux mois de janvier et d'avril respectivement. La concentration moyenne en plomb est de l'ordre de 46 ppm pour l'ensemble des stations des deux barrages. Le Test Student n'a pas montré un effet significatif pour les deux campagnes ($p = 0.22 > 0.05$). Ainsi, l'ANOVA ne révèle pas un effet significatif pour le facteur "campagne" ($F=1.1408$, $p = 0.2940$). De même, il n'y a pas un effet significatif pour le facteur "station de prélèvement" ($F = 1.8017$, $p = 0.1269$).

Tableau 35: Teneurs en plomb (en $\mu\text{g/g}$) des sédiments de l'Oued Rhumel, de ses affluents et des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun (Hiver 2010, Printemps 2010).

<i>Stations</i>	<i>Teneurs en Pb des sédiments en $\mu\text{g/g}$</i>		
	Campagne 1 (Hiver 2010)	Campagne2 (Printemps 2010)	Moyenne
Bge1	40	40	40
Bge2	50	30	40
Rh3	50	60	55
Bm4	24	60	42
Rh5	60	70	65
Sm6	50	40	45
Mt7	40	40	40
Rh8	40	40	40
Kt9	48	40	44
En10	50	80	65
Db11	50	40	45
Bge12	60	80	70
Bge13	40	40	40
Bge14	30	50	40
Kb15	50	50	50
KR16	40	40	40
Moyenne (n=16)	45,125	50	
Ecart type (n=16)	9,66	15,49	
Moyenne (n=32)	47,563		
Ecart type (n=32)	12,94		
T Student : P	0.22		

D'après le tableau précédent, nous remarquons que les sédiments de l'amont du barrage Beni Haroun sont ceux qui renferment une teneur en Pb très élevée au printemps, comparée aux teneurs dosées dans les sédiments des autres stations. Ainsi, il est à noter que la station (Bm 4) est celle où les sédiments sont moins chargés en Pb durant la saison hivernale (campagne 1).



Figure 36: Variations spatio-temporelles de la teneur en plomb ($\mu\text{g/g}$) des sédiments de l'Oued Rhumel, ses affluents et des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun.

La figure ci-dessus illustre les variations spatio-temporelles des teneurs en Pb ($\mu\text{g/g}$), où les teneurs enregistrées durant la période printanière sont élevées par rapport à celles marquées durant la période hivernale (campagne 1), à l'exception quelques stations (Bge 2, Sm 6, Kt 9 et Db 11).

4.2.4.5. Zinc

Pour l'Oued Rhumel et ses affluents, les teneurs des sédiments en Zn présentent des variations spatio-temporelles régulières (fig. 37). Ainsi, le zinc des sédiments de l'Oued Rhumel augmente d'une station à une autre. Les sédiments de ces cours d'eau présentent une teneur moyenne en zinc de $112.86 \mu\text{g/g}$, avec un maximum de $235.35 \mu\text{g/g}$ enregistré au mois d'avril (campagne 2) à la station (Kb 15), et un minimum de $67.67 \mu\text{g/g}$ enregistré à la station (Rh 8) au mois de janvier (campagne 1).

Les variations spatiales des teneurs en Zn des sédiments des deux barrages Hammam Grouz et Beni Haroun sont également remarquables durant les deux campagnes de prélèvement. Elles augmentent durant la campagne printanière au niveau des stations du barrage Beni Haroun.

Cependant, les sédiments du barrage Hammam Grouz présentent des teneurs faibles par rapport aux teneurs enregistrées durant la campagne hivernale (tableau 37). De ce fait, nous avons enregistré une teneur moyenne de 144.71 $\mu\text{g/g}$ en Zn dans l'ensemble de ces stations des deux barrages. Les valeurs extrêmes ont été enregistrées au mois d'avril (68.18 $\mu\text{g/g}$) aux stations (Bge 1 et Bge 2) et (249.49 $\mu\text{g/g}$) à la station (Bge 12) (tableau 36).

Tableau 36: Teneurs en zinc des sédiments de l'Oued Rhumel, de ses affluents et des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun.

Stations	Teneurs en Zn des sédiments ($\mu\text{g/g}$)		
	Campagne 1 (Hiver 2010)	Campagne2 (Printemps 2010)	Moyenne
Bge1	77.02	68.18	72,60
Bge2	130.30	68.18	99,24
Rh3	97.47	96.46	96,97
Bm4	88.88	144.95	116,92
Rh5	98.48	131.82	115,15
Sm6	71.71	78.03	74,87
Mt7	79.29	84.09	81,69
Rh8	67.67	67.68	67,68
Kt9	101.01	187.88	144,45
En10	122.22	139.90	131,06
Db11	126.76	121.72	124,24
Bge12	118.93	249.49	184,21
Bge13	89.29	119.19	104,24
Bge14	120.70	203.03	161,87
Kb15	140.15	235.35	187,75
KR16	270.70	104.04	187,37
Moyenne (n=16)	112.54	131.25	
Ecart type (n=16)	47.75	59.26	
Moyenne (n=32)		121.89	
Ecart type (n=32)		53.79	
T Student : P		0.30	

Les résultats du Test Student $p = 0.30 > 0.05$, montrent qu'il n'y a pas une différence significative entre les deux campagnes. Il en est de même le cas pour l'ANOVA où les effets des deux facteurs "campagne" et "station de prélèvement" ne sont pas significatifs pour ce paramètre (Zn).

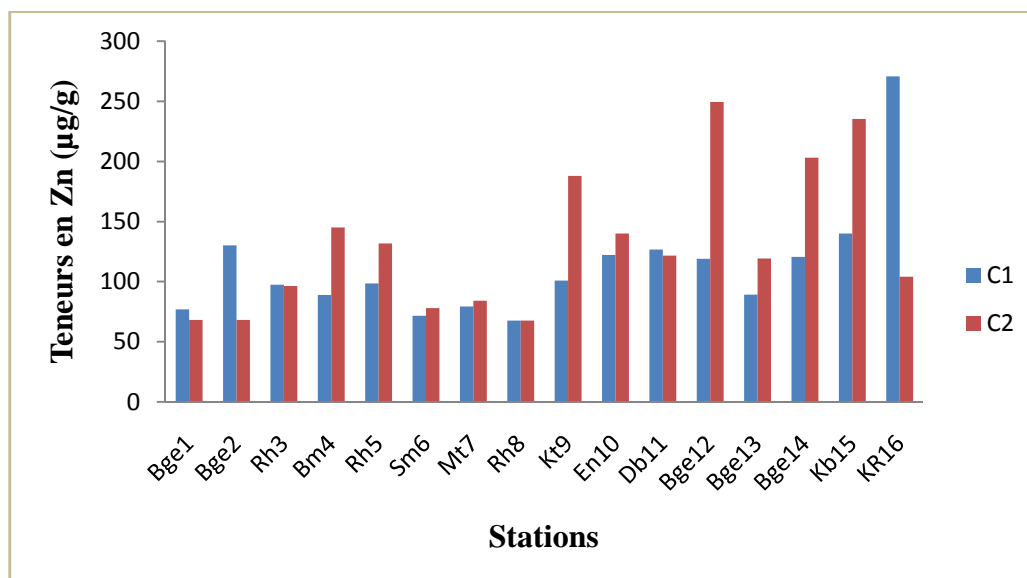


Figure 37: Variations spatio-temporelles des teneurs en zinc des sédiments de l'Oued Rhumel, ses affluents et des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun.

D'après la figure 37, nous observons que les sédiments de la station (KR 16) sont ceux qui renferment une teneur élevée en Zn par rapport aux sédiments des autres stations (campagne1). Ainsi, les sédiments situés en amont du barrage Beni Haroun présentent une concentration en Zn très importante par rapport aux concentrations relevés des sédiments du fond du barrage ainsi que de son aval (Stations Bge 13 et Bge 14).

D'une manière générale, les teneurs moyennes des sédiments en éléments traces métalliques présentent des variations importantes d'une campagne à l'autre, du cours d'eau à l'autre et du barrage à l'autre. Ainsi, les sédiments de l'Oued Rhumel et ceux de ses affluents présentent les teneurs les plus élevées en Cu, Pb, Cr et Cd au mois d'avril. Celle du Zn a été enregistrée au mois de janvier. L'effet campagne est d'ailleurs significatif uniquement pour certains éléments traces métalliques qui ont été dosés. Il en est de même le cas pour l'effet saison ou campagne de prélèvement. Les sédiments des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun présentent également des teneurs considérables en éléments traces dosés (Cr, Cu, Zn, Pb et Cd). Enfin, nous pouvons établir la hiérarchie suivante des teneurs métalliques enregistrées dans les sédiments des différentes stations de prélèvement : $Zn > Cr > Pb > Cu > Cd$.

4.2.5. Corrélations entre les caractéristiques physico-chimiques et ETM dans les sédiments

L'examen de la matrice des corrélations établie entre les différents paramètres physico-chimiques et teneurs métalliques contenues dans le compartiment sédimentaire indique des

corrélations significatives à très hautement significatives (tab. 38). En effet, le pH des sédiments est corrélé négativement à la conductivité électrique ($r = -0.4382$, $p = 0.012$) et positivement à la teneur en chrome ($r=0.3811$, $p = 0.031$). Ainsi, la CE est liée positivement aux teneurs en Cu ($r=0.3548$, $p= 0.046$) et en Pb ($r= 0.3818$, $p = 0.031$). Le calcaire total est lié positivement à la teneur en cadmium ($r=0.3556$, $p = 0.046$), lequel est corrélé positivement avec le Cr ($r = 0.4144$, $p=0.018$) et avec le Pb ($r =0.5189$, $p=0.002$). De plus, le cuivre présente des corrélations positives avec le Zn ($r=0.5974$, $p=0.000$) et avec le plomb ($r=0.6396$, $p=0.000$). Le zinc est également lié positivement au plomb ($r= 0.3697$, $p 0.037$).

Tableau 37: Matrice de corrélations entre les paramètres du compartiment sédiment.

	<i>pH</i>	<i>CE</i>	<i>Cal T</i>	<i>Cu</i>	<i>Zn</i>	<i>Cd</i>	<i>Pb</i>	<i>Cr</i>
<i>pH</i>	1,0000 p= ---							
<i>CE</i>	-,4382 p=,012	1,0000 p= ---						
<i>Cal T</i>	,1298 p=,479	,0386 p=,834	1,0000 p= ---					
<i>Cu</i>	-,1751 p=,338	,3548 p=,046	-,2773 p=,124	1,0000 p= ---				
<i>Zn</i>	,0264 p=,886	-,0422 p=,819	-,0117 p=,950	,5974 p=,000	1,0000 p= ---			
<i>Cd</i>	,0922 p=,616	,0834 p=,650	,3556 p=,046	,3234 p=,071	,3143 p=,080	1,0000 p= ---		
<i>Pb</i>	-,1403 p=,444	,3818 p=,031	,1985 p=,276	,6396 p=,000	,3697 p=,037	,5189 p=,002	1,0000 p= ---	
<i>Cr</i>	,3811 p=,031	-,1268 p=,489	,0384 p=,835	,2609 p=,149	,3028 p=,092	,4144 p=,018	,2708 p=,134	1,0000 p= ---

* Corrélations significatives marquées à $p < ,05000$.

Ainsi, sur une série de seize (16) stations d'étude, il était possible de disposer dans le compartiment sédimentaire des caractéristiques physico-chimiques (pH, CE et calcaire total) et des teneurs métalliques (Cd,Cr, Cu, Pb et Zn). De ce fait, nous avons eu recours à une analyse en composantes principales (ACP) sur une matrice de données constituée en colonnes de 8 variables (pH, CE, cal T, Cu, Zn, Cd, Pb et Cr). Les lignes correspondent aux seize stations de prélèvements répétées deux fois (deux campagnes hiver, printemps 2010). L'ACP effectuée résume sur les cinq premiers axes 88.30 % de l'information totale. La première composante contribuant pour 33.90 % de la variance totale est corrélée positivement au pH, et négativement au calcaire total, au Cd, au Zn et au Cr. La deuxième composante (22.63 % de l'inertie) est liée positivement à la CE, au cuivre et au plomb, et négativement au Cd, au Zn, au Cr, au calcaire total et au pH (tab. 39). Le plan principal (axes 1-2) qui va nous servir pour les projections résume 56.54 % de l'information.

Tableau 39: Corrélations entre les variables et les axes principaux de l'ACP globale
 "compartiment sédimentaire"

<i>Variables</i>	<i>Facteur 1</i>	<i>Facteur 2</i>
pH	0.075880	-0.821878
CE	-0.359149	0.680512
Cal Total	-0.117650	-0.327942
Cu	-0.819320	0.277671
Zn	-0.672691	-0.135357
Cd	-0.692670	-0.322338
Pb	-0.840675	0.136783
Cr	-0.503469	-0.588618

La projection des stations de prélèvement pendant les deux campagnes de prélèvement sur le plan principal (axes 1-2) de l'ACP fait apparaître des similitudes et des différences entre les seize stations (fig.39). En fait, ce graphique visualise une structure dominée par le détachement des stations de l'Oued Rhumel ainsi que ses affluents qui se projettent du côté positif de la première composante (axe 1) et présentent par voie de conséquence le pH le plus élevé. Par ailleurs, les stations des deux barrages Hammam Grouz et Beni Haroun se projettent du côté négatif de la deuxième composante définissant de ce fait, l'axe à partir des teneurs en Zn, en Pb et en Cr ainsi que des teneurs considérables en calcaire total présentées essentiellement par la station (Bge 1, campagne 2).

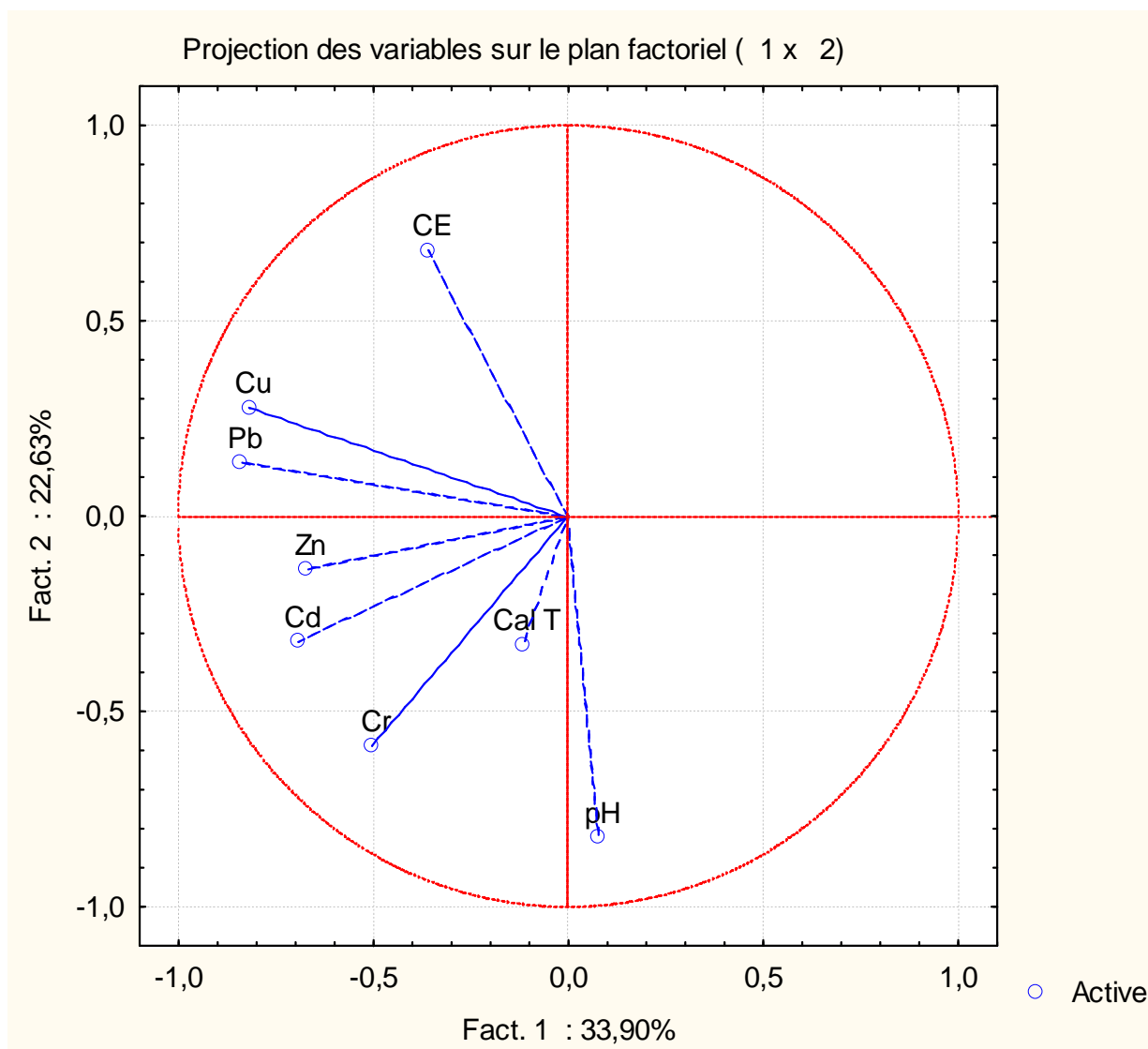


Figure 38: ACP des caractéristiques physico-chimiques et teneurs des ETM dans les sédiments.

La répartition des points de prélèvement de part et d'autre des axes 1 et 2 (fig. 39), montre l'existence de groupes. Un groupe composé de (C2S5 et C2S4), stations renfermant des sédiments avec des conductivités électriques très élevées pendant la campagne 2 (avril 2010), un autre groupe constitué de (C2S1, C2S2, C2S7 et C1S2) respectivement amont et aval du barrage Hammam Grouz (S1 et S2 campagne 2), Oued Metlili et aval du Hammam Grouz (campagne 1), stations, dont les sédiments sont caractérisés par un pH assez élevé, la station (C2S10) est riche en Pb, un autre groupe composé de (C1S15, C2S15 et C2S14) stations où les sédiments sont très chargés en Cr, C2S15 est celle où la concentration en Cr est maximale, et la station C2S12 apparait celle la plus riche en Cd.

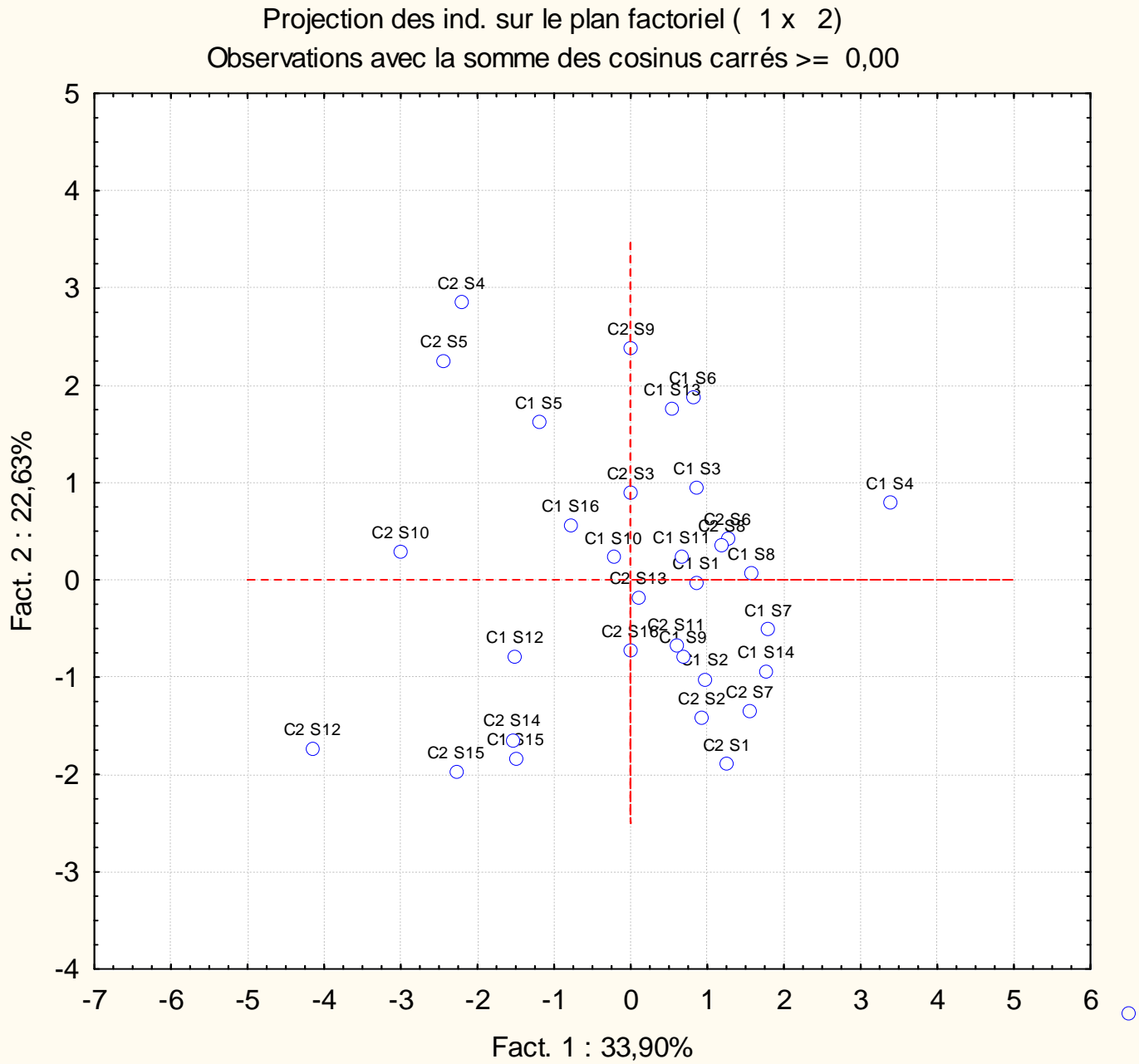


Figure 39: Projection des individus dans le compartiment sédimentaire.

Chapitre 5 :

Discussion

Dans ce chapitre, nous allons discuter dans un premier temps, le choix des différents compartiments d'analyse et des différentes techniques analytiques utilisées. Dans un deuxième temps, nous discutons les résultats obtenus tout en les comparant à ceux cités dans la littérature par différents auteurs dans le monde.

5.1. Discussion du protocole expérimental

5.1.1. Choix des stations et des campagnes de prélèvement

L'Oued Rhumel est, par excellence, l'oued récepteur de tout type de rejets. Ses affluents Oueds Boumerzoug, Smendou, Metlili, Dib, Enndja, Ktone et l'Oued El Kébir sont également des sites de références qui nous ont permis d'étudier la situation des barrages Beni Haroun et Hammam Grouz. Il est à noter que la présente étude a été réalisée suite à une étude qui a été déjà faite sur l'Oued Rhumel ainsi que les barrages Beni Haroun et Hammam Grouz en 2007, et elle concernait uniquement le compartiment "eau". De ce fait, il nous a paru qu'il est indispensable d'étudier cette fois-ci les deux compartiments "eau" et "sédiments" vu que les métaux lourds dosés dans l'eau ne révélaient plus leur présence.

Les éléments qui ont déterminé le choix des stations de prélèvement de l'eau sont :

D'abord, la morphologie des cours d'eau où les stations sont faciles à y accéder et en plus ces cinq stations ont déjà fait l'objet de notre étude en 2007. Nous voulons poursuivre notre investigation, en analysant l'évolution de la qualité et l'état de la pollution organique des eaux. Ensuite, la localisation des points de rejets des sources de pollution nous a aidés d'interpréter certains changements. En fait, il était intéressant de distinguer les effets et les conséquences qui peuvent résulter de tel ou tel type de rejet industriel, urbain ou agricole, et aussi d'avoir un point de référence en amont des sources supposées polluantes et un autre en aval. Enfin, les campagnes de prélèvement, nous permettent de suivre l'évolution spatio-temporelle annuelle de la qualité des eaux et semi-saisonnière afin d'évaluer le niveau de contamination des sédiments des cours d'eau principalement le Rhumel et certains de ses affluents ainsi que les barrages Hammam Grouz et Beni Haroun.

5.1.2. Choix des niveaux d'analyses

L'évaluation de la qualité physico-chimique des eaux est un procédé très important qui reflètera l'état des écosystèmes aquatiques. Ainsi, la pollution organique déterminée à partir des éléments révélateurs de pollution, nous donne une idée concernant les différentes sources

polluantes. De plus, la quantification des polluants métalliques dans les écosystèmes aquatiques s'effectue par dosage de ces éléments soit dans l'eau, soit dans les sédiments.

A cause des processus physico-chimiques évoqués au niveau du chapitre I, la majeure partie des métaux lourds introduits dans les écosystèmes aquatiques se retrouve dans les sédiments. En fait, les sédiments constituent un moyen d'investigation particulièrement précieux afin de mesurer l'intensité et même évaluer la chronologie d'une contamination, car ils sont susceptibles d'adsorber et d'accumuler au cours du temps des substances polluantes, particulièrement les métaux lourds, d'où l'intérêt de leur analyse (Belhomme *et al.*, 1982 in Sahli, 2002).

5.1.3. Choix des méthodes analytiques

La détermination des paramètres physico-chimiques s'est effectuée selon une approche physico-chimique par des techniques analytiques classiques.

5.2. Compartiment 'eau'

5.2.1. Mesures physico-chimiques

5.2.1.1. Température

Les variations de la température de l'eau sont très importantes d'une station à une autre et d'un prélèvement à un autre. La température de l'eau dépend essentiellement de celle du milieu ambiant. En effet, la température est un facteur écologique de première importance qui a une grande influence sur les propriétés physico-chimiques des écosystèmes aquatiques (Ramade, 1993). Elle conditionne les possibilités de développement et la durée du cycle biologique des espèces aquatiques (Angelier, 2003). Ainsi, la mesure de ce paramètre est nécessaire puisqu'elle joue un rôle dans la solubilité des gaz, la dissociation des sels dissous et la détermination du pH (Rodier, 1984).

Pour l'ensemble des stations, elle a tendance à augmenter avec l'évolution des saisons, de l'hiver au printemps. La localisation des stations influe fortement sur ce paramètre. En effet, les stations de l'Oued Rhumel, écosystème lotique, présentent des variations thermiques très importantes contrairement à celles des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun, écosystèmes lentiques.

L'augmentation de la température s'accompagne toujours d'une modification de la densité, d'une réduction de la viscosité, qui peuvent influencer la sédimentation, d'une augmentation de la tension de vapeur saturante à la surface (évaporation) et d'une diminution de la solubilité de l'oxygène dont le déficit peut conduire à une situation critique se traduisant par une accumulation

de déchets tels que : H₂S, SO₂, CH₄, matières organiques... Ainsi, l'élévation de la température facilite les phénomènes de fermentation d'où l'apparition d'odeurs nauséabondes dans les cours d'eau et les barrages (Brémond et Vuichard, 1973).

Cependant, les basses températures peuvent affecter l'auto-épuration des rivières et des cours d'eau car les réactions d'oxydation sont freinées.

De plus, les relations particulières entre température et densité de l'eau expliquent la formation dans des plans d'eau calme ou barrage, d'une stratification thermique saisonnière. Ainsi, le fonctionnement des barrages selon l'emplacement des prises d'eau modifie le régime thermique des eaux en aval. Lors d'un rejet d'eaux chaudes en rivière, le mélange intégral des eaux n'a lieu qu'après un certain parcours.

Les modifications du régime thermique des eaux entraînent d'importantes répercussions écologiques. En outre, la décomposition des matières organique présentes dans l'eau est accélérée par une élévation de température ; un rejet d'eaux chaudes dans une rivière polluée par des matières organique aggrave le déficit en oxygène résultant de cette pollution. Cependant, la longueur du parcours nécessaire à la réalisation du processus d'autoépuration sera réduite (Leynaud, 1976).

Selon la grille d'appréciation de la qualité générale de l'eau utilisée en France depuis 1979 (Masson, 1988) (tab. 39), et si nous comparons nos résultats obtenus en 2009 et en 2010 avec ceux mesurés en 2007 (Khaldi et Melghit, 2007), les eaux de l'Oued Rhumel et des deux barrages (Beni Haroun et Hammam Grouz) sont toujours de qualité normale à bonne (classes 1A. 1B) respectivement en fonction de leurs températures.

Tableau 39: Grille d'appréciation de la qualité de l'eau en fonction de la température
(Masson, 1988)

<i>Température</i>	<i>Qualité</i>	<i>Classe</i>
≤ 20 °C	Normale	1A
20 °C - 22 °C	Bonne	1B
22 °C – 25 °C	Moyenne	2
25 °C – 30 °C	Médiocre	3
≥ 30°C	Mauvaise	4

5.2.1.2.pH

Le pH est un paramètre qui mesure le degré d'acidité ou d'alcalinité des écosystèmes aquatiques. Un pH compris entre 6 et 9 permet un développement à peu près correct de la faune et de la flore aquatique (Sahli, 2002). En effet, les organismes vivants sont très sensibles aux variations brutales même limitées du pH.

Le pH de l'eau résume la stabilité de l'équilibre établi entre les différentes formes de l'acide carbonique. Il est lié au système tampon développé par les carbonates et les bicarbonates. Il dépend de la diffusion du gaz carbonique à partir de l'atmosphère, du bilan des métabolismes respiratoires et photosynthétiques (Hutchinson, 1987) ainsi que de l'origine des eaux, la nature géologique du milieu traversé, les rejets des eaux usées, etc. (Dussart, 1992).

Le pH joue un rôle très important dans l'absorption et l'accumulation des éléments traces métalliques car plus le pH du milieu est acide, plus la végétation en accumule. Ainsi, selon Bryan (1979), le pH a une action directe sur la disponibilité des ions métalliques dans l'environnement marin et donc sur le taux de leur accumulation par les organismes tout en modifiant la forme du métal et en agissant sur la physiologie des organismes.

Les eaux de l'Oued Rhumel se caractérisent par une alcalinité faible selon la classification de Nisbet et Verneaux (1970). Un tel résultat était le même que celui de Khaldi et Melghit en 2007 sur le même cours d'eau. Ceci est attribué à la géologie calcaire du lit du bassin versant Rhumel. (cf. chapitre 2).

Le pH peut être aussi influencé par d'autres facteurs tel que la température élevée qui conduit au déplacement de l'équilibre calco-carbonique vers la formation de carbonates sous l'effet de la photosynthèse qui provoque une élévation du pH, d'où des corrélations positives très significatives entre ce paramètre et la température, ($r=0.3057$; $p = 0.19$) et entre le pH et le pourcentage de saturation ($r = 0.3488$; $p = 0.0001$), des corrélations négatives très significatives avec le résidu sec (à 105°C) ($r = - 0.3600$; $p = 0.005$), certains cations (Calcium et sodium) ($r = - 0.3713$; $p = 0.004$) et ($r = - 0.33$; $p = 0.032$). Ainsi qu'une corrélation très hautement significative négativement avec le NH_4^+ ($r = - 0.3539$; $p = 0.006$). Ce qui expliquerait les valeurs obtenues au mois de mai à la station (Rh 4) (pH = 8, $T^\circ = 25^\circ\text{C}$). Nous remarquons que pour l'ensemble des trois stations de l'Oued Rhumel, la station Rh2 possède un pH légèrement élevé par rapport aux pH des deux autres stations (Rh3 et Rh4). Un tel résultat pourrait être expliqué par les rejets de la commune d'Ain Smara ainsi que ceux des complexes industriels dont les eaux sont d'abord traitées dans des STEP.

Le pH a diminué de l'amont vers l'aval, cela peut être dû aux rejets industriels de diverses natures et origines. D'après Brémond et Vuichard (1973), les eaux alcalines présentent généralement une faune plus riche et plus diversifiée que les eaux acides. Gaujous (1995) ajoute que

le pH peut avoir une incidence directe sur la toxicité des produits. A titre d'exemple : à pH acide, l'hydrogène sulfuré est toxique ; c'est un gaz mortel pour l'homme, alors qu'à pH basique, les sulfures précipitent facilement et ne sont pas toxiques. Ainsi, les valeurs élevées du pH peuvent être dues à la présence d'algues au niveau des bordures de l'Oued (Rh3) dont l'activité photosynthétique pendant la journée entraîne une absorption intense des gaz carboniques, entraînant une élévation du pH et une précipitation des carbonates (Leynaud, 1976).

Les eaux des deux barrages ont un pH qui est faiblement alcalin suite probablement aux eaux de ruissellement, chargées de diverses matières de nature différente ainsi que le phénomène de dilution qui peut interagir sur l'acidité ou l'alcalinité des écosystèmes aquatiques.

La grille d'appréciation de la qualité de l'eau utilisée en France (Masson, 1988), nous permet de conclure, pour le pH, que la qualité de l'eau de l'oued Rhumel est normale (classe 1A et classe 2B). Nos résultats viennent confirmer ceux des travaux précédents sur les eaux de l'Oued Rhumel (Afri-Mehennaoui, 1998 ; Djeddi Et Laouar, 2001 ; Benlatreche et Benslimen, 2002 Et Sahli, 2002, Khaldi et Melghit, 2007).

5.2.1.3. Conductivité électrique (CE)

La mesure de la conductivité électrique permet d'évaluer rapidement mais très approximativement la minéralisation globale de l'eau (Rodier et *al.*, 2005). Elle dépend de la quantité des sels ionisables. Elle constitue une bonne appréciation des concentrations globales des matières en solution dans l'eau.

Ainsi, la conductivité d'une eau est un indicateur des changements de la composition en matériaux et leur concentration globale. Elle est proportionnelle à la quantité de sels ionisables dissous (Nisbet et Verneau, 1970). Elle renseigne sur le degré de minéralisation globale des eaux superficielles. Des températures élevées agissent sur la conductivité électrique par action sur la mobilité des sels (Dussart, 1966/In. El Morhit, 2009). Les eaux naturelles servent comme solvant d'un nombre considérable de solutés, qui en solutions aqueuses sont soit complètement associés en ions ou partiellement ionisés. Une conductivité élevée traduit soit des pH normaux, soit le plus souvent une salinité élevée (Bremond et Perrodon, 1979).

Les eaux de l'Oued Rhumel et celles des deux barrages, avec des conductivités électriques moyennes égales à 1662.62 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et 1035 $\mu\text{S}/\text{cm}$ respectivement, sont caractérisées par une minéralisation très forte à excessive selon la classification de Nisbet et Verneaux (1970) ($\text{CE} > 1000 \mu\text{S}/\text{cm}$). Ceci est généralement le cas pour l'ensemble des stations de prélèvement. Aux eaux à forte minéralisation s'ajoute la minéralisation de la matière organique, qui s'accélère dans des eaux

à températures élevées, à tendance alcaline et en présence d'ions de calcium (Egglisshaw, 1968 ; cité par Hoestland, 1979).

D'une manière générale, la CE croît progressivement de l'amont à l'aval des cours d'eau (Mehennaoui- Afri, 1998).

Au niveau du barrage Beni Haroun, les eaux sont caractérisées par une CE moyenne de 1114.17 $\mu\text{S}/\text{cm}$, ce qui reflète, d'après Rodier et al.(2005), une minéralisation excessive (CE > 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$), ce qui était le même cas en 2007. Par ailleurs, les eaux du barrage Hammam Grouz se caractérisent par une faible à moyenne minéralisation (CE moyenne = 955.83 $\mu\text{S}/\text{cm}$ < 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$).

Les eaux de la station (Rh2) présentent la valeur exceptionnelle la plus élevée de la CE (1731.92 $\mu\text{S}/\text{cm}$) avec un écart-type très important (392.18 par rapport aux écarts types des deux autres stations. Ceci pourrait s'expliquer par une pollution temporaire et aussi l'effet du complexe industriel pourrait en être la cause.

Ainsi, entre la station (Rh2) et (Rh3), l'Oued Rhumel reçoit des rejets diffus de la zone industrielle Ouest (Palma) et de la ville de Constantine conduisant par voie de conséquence à une CE élevée au niveau de la station (Rh3) par rapport à la station (Rh2). De plus, vu l'effet des matières en suspension et du résidu sec et des éléments majeurs, la CE a tendance à augmenter d'où des corrélations positives très hautement significatives entre la conductivité électrique et l'ensemble des paramètres cités (MES : $r = 0.3048$; $p = 0.019$, Rs à 105°C : $r = 0.8039$; $p = 0.000$, Ca : $r = 0.7925$; $p = 0.000$, Mg : $r = 0.7041$; $p = 0.000$, Na : $r = 0.6784$; $p = 0.000$).

Quant à la diminution de la CE observée au niveau de la station (Rh4), elle peut être attribuée, d'une part au passage des eaux de l'Oued Rhumel par la station d'épuration d'Ibn Ziad où la charge de ces eaux sera diminuée, et au processus de dilution qui s'ajoute à l'auto-épuration des eaux de l'oued d'autre part.

Il est à remarquer que les fluctuations de la CE au niveau des eaux de l'Oued Rhumel sont très importantes. En effet, l'Oued Rhumel est un écosystème lotique où le courant est rapide permettant une variation au niveau des sels contenus dans les eaux d'où une CE variable. Cependant, les deux barrages représentent un écosystème lentique d'où l'absence de fluctuations marquées à leurs niveaux.

Comparativement aux résultats des travaux précédents (Djeddi Et Laaouar, 2001 ; Benlatreche Et Benslimen, 2002, Khaldi et Melghit, 2007), nos résultats sont assez semblables et

viennent les confirmer. La CE des eaux de l'oued Rhumel et des deux barrages est généralement supérieure à 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

5.2.1.4. Résidu sec à 105°C (Rs)

Le taux du résidu sec de l'eau non filtrée permet de peser la teneur en matières dissoutes ou salinité totale (qui représente la majeure partie) et la teneur en matières en suspension. Selon Rodier et al. (2005), le résidu sec est la quantité de la matière solide dans l'eau, autrement dit : la somme des matières en solution et en suspension. Ces dernières profèrent à l'eau sa couleur brunâtre et parfois sombre, ce qui conditionne la pénétration de la lumière dans le milieu et qui influence ainsi la faune et la flore aquatique.

Le taux du résidu sec au niveau des eaux de l'Oued Rhumel présente des variations importantes dans l'espace et dans le temps. La valeur la plus élevée a été enregistrée au mois de novembre (Rh2). Un tel résultat pourrait être dû au lessivage des terrains traversés. La valeur la plus faible (Rh3 au mois de mars) peut être attribuée à un phénomène de dilution par les rejets urbains.

Au niveau des deux barrages, le taux élevé du résidu sec enregistré au mois de décembre à la station (Bg5) pourrait probablement être dû aux taux élevés des différents éléments minéraux majeurs. En effet, il existe une bonne corrélation entre le taux du résidu sec, le calcium ($r = 0.7616$ avec $p = 0.0001$), le magnésium ($r = 0.6686$ avec $p = 0.0001$), le potassium ($r = 0.3758$; $p = 0.003$), le sodium ($r = 0.7180$; $p = 0.0001$), les chlorures ($r = 0.8214$ avec $p = 0.0001$) et les sulfates ($r = 0.6534$ avec $p = 0.0001$). De même, la teneur en résidu sec est fortement corrélée avec la teneur en composés azotés (NH_4 et NO_3) avec ($r=0.5394$; $p = 0.0001$, $r = 0.4326$; $p = 0.001$) respectivement étant que les nitrates et l'ammonium font partie du résidu sec. La CE est également corrélée au résidu sec ($r = 0.7492$ avec $p = 0.0001$). Effectivement, la conductivité électrique dépend de la teneur en sels et en matières dissoutes.

De ce fait, nos résultats viennent de confirmer les résultats de Khaldi et Melghit (2007) et par voie de conséquence, les eaux du Rhumel ainsi que celles des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun gardent leurs taux en résidu sec.

5.2.1.5. Matières en suspension (MES)

Dans les eaux superficielles, les MES peuvent provenir soit des effets de l'érosion naturelle du bassin versant suite à de violentes précipitations, soit des rejets d'eaux résiduaires urbaines ou industrielles. Leurs effets sur les caractéristiques physico-chimiques de l'eau sont très néfastes (modification de la turbidité des eaux, réduction de la transparence, de la lumière donc de la photosynthèse...) (El-Morhit, 2009). Ce paramètre à un certain degré est considéré comme limitant

à la fluctuation et au développement de la faune et de la flore aquatiques. La teneur en MES est généralement liée aux séquences hydrologiques du fleuve (crues et étiages).

Tous les cours d'eau contiennent des matières en suspension et des teneurs de quelques mg/l ne posent pas de problèmes majeurs. Leurs teneurs et leurs compositions minérales et organiques sont très variables.

Selon la grille d'appréciation de la qualité générale des eaux superficielles en France (Masson, 1988) (tab. 41), les eaux de l'Oued Rhumel sont devenues de qualité mauvaise par rapport aux résultats obtenus par Khaldi et Melghit en 2007. Une telle situation pourrait être due aux eaux de pluie ruisselant sur des sols nus et aux divers rejets diffus essentiellement de la ville de Constantine (station Rh3). Durant presque une année, les eaux du Rhumel sont perturbées. Ainsi, de tel résultat pourrait être lié aux variations saisonnières très importantes marquées au niveau de ces stations. Aussi, lors d'événements de pluie, le transport par ruissellement, de particules de terre vers les cours d'eau occasionne une augmentation des matières en suspension.

Tableau 40 : Qualité des eaux de l'Oued Rhumel et des deux barrages : Hammam Grouz et Beni Haroun, en fonction de leurs teneurs en MES.

(Selon la grille de la qualité globale de l'eau, Masson, 1988).

<i>MES</i> (mg/l)	<i>Qualité</i>	<i>Janv</i>	<i>Fév</i>	<i>Mars</i>	<i>Avr</i>	<i>Mai</i>	<i>Jui</i>	<i>Juil</i>	<i>Août</i>	<i>Sept</i>	<i>Oct</i>	<i>Nov</i>	<i>Déc</i>	<i>Moy</i>
<30	Normale		Bg5	Bg5		Bg5								Bg5
31à70	Médiocre													
	(pollution importante)	Bg1 Bg5		Bg1	Bg1 Rh2		Bg5 Rh3	Bg1 Bg5	Bg1 Bg5	Bg1	Bg1 Bg5	Bg5 Rh2	Bg1 Bg5	Bg1 Bg5
> 70	Mauvaise		Rh2	Rh2	Rh3	Bg1	Bg1							
	(pollution	Rh2 Rh3	Rh2 Rh3	Rh2 Rh3	Rh3 Rh4	Rh2 Rh3	Rh2 Rh3	Rh2 Rh3	Rh2 Rh3	Rh2 Rh3	Rh2 Rh3	Rh2 Rh3	Rh2 Rh3	Rh2 Rh3
	excessive)	Rh4	Rh4 Bg1	Rh4	Bg5	Rh4	Rh4	Rh4	Rh4	Rh4	Rh4	Rh4	Rh4	Rh4 Bg5

Tableau 41: Qualité des eaux analysées en fonction des teneurs en MES des 5 stations et 12 prélèvements.

<i>MES</i> (mg/l)	<i>Qualité</i>	<i>Stations</i>				
		<i>Bg1</i>	<i>Rh2</i>	<i>Rh3</i>	<i>Rh4</i>	<i>Bg5</i>
< 30	Normale	0	0	0	0	4
31 – 70	Médiocre	8	3	1	0	7
> 70	Mauvaise	4	9	11	12	1
	Qualité	Médiocre	Mauvaise	Mauvaise	Mauvaise	Médiocre

Si nous comparons nos résultats présents par rapport à ceux obtenus par Khaldi et Melghit (2007), nous trouvons que les eaux du barrage Beni Haroun sont devenues de qualité médiocre où la pollution est importante (tab.40, 41). La station Bg1 où les eaux sont toujours de qualité médiocre durant les mois de janvier, mars, avril, juillet, août, septembre, octobre et décembre. Ceci est probablement dû à la période printanière où la végétation est importante et les eaux sont moins turbides, et aux pluies. Il existe une bonne corrélation significative entre les MES et le résidu sec ($r= 0.2763$, $p=0.033$).

Comparativement aux résultats des travaux précédents, nos résultats confortent ceux obtenus par Benlatreche et Benslimen (2002) mais en même temps révèlent des valeurs élevées, observation rapportée par Mébarki (1982), Afri-Mehennaoui (1998), Khaldi et Melghit (2007), où les oueds se transforment en véritable « coulée de boues » en charriant de grandes quantités de matériaux solides.

5.2.1.6. Oxygène dissous

L'oxygène représente environ 35 % des gaz dissous dans l'eau. Sa forme dissoute est d'une importance primordiale dans les eaux de surface puisqu'elle conditionne les processus d'auto-épuration et de préservation de la vie aquatique (Gaujous, 1995).

Selon Leynaudet Verrel (1980), la saturation en oxygène de l'eau à la température considérée est assurée par les échanges gazeux entre l'eau et l'atmosphère à travers l'interface air-eau. Ainsi, Loup (1974) et Eckenfelder (1982) ajoutent que la fonction chlorophyllienne des végétaux aquatiques élève la teneur en oxygène dissous de l'eau (station Rh3) et peut provoquer des phénomènes de saturation en oxygène. Le pourcentage de saturation diminue avec la température et pourtant la corrélation est positive ($r = 0.5675$ avec $p = 0.000$). Plus la température de l'eau est faible, plus la solubilité de l'oxygène est importante et plus la résistance physiologique des organismes aquatiques est élevée.

Les eaux de l'Oued Rhumel sont caractérisées par un pourcentage de saturation assez élevé pour l'ensemble des trois stations (Rh2, Rh3, Rh4). Durant le mois d'août pour les trois stations, période où la végétation est abondante, et où il y avait saturation remarquable en oxygène. Le taux en oxygène est faible à la station Rh3 au mois de juin. Un tel résultat peut être expliqué par la présence de matières organiques et minérales d'où les corrélations négatives entre le % de saturation en oxygène et l'ammonium ($r = -0.3727$, $p = 0.004$), les nitrites ($r = -0.3102$, $p = 0.017$). Ces derniers traduisent le cas d'une pollution organique. De plus, suite à sa localisation, cette station (Rh3) reçoit quelques rejets de la ville de Constantine chargés en matières organiques et pauvres en oxygène dissous. En conséquence, un moindre pourcentage de saturation a été remarqué. La présence de chutes dans les gorges du Rhumel en amont de la station Rh3 contribue à la réoxygénation des eaux.

Le pourcentage de saturation des eaux des deux barrages est élevé en été à la station (Bge 1). Une telle situation est due probablement aux faibles températures enregistrées durant cette saison. Le pourcentage de saturation est faible au niveau de la même station au mois de décembre. Ceci peut être attribué à la température élevée enregistrée durant ce mois et à la présence de matières charriées par les pluies d'automne et d'hiver.

Selon la grille d'appréciation de la qualité générale de l'eau utilisée en France (Masson, 1988), les divers prélèvements peuvent être qualifiés comme suit : les eaux de l'Oued Rhumel sont en général de qualité bonne (classe 1B), passable (classe 2) à mauvaise (Rh3, aval de Constantine). Celle des deux barrages est en moyenne bonne (classe 1B) mais peut être mauvaise (classe 3) à très mauvaise (Bg5)(pendant l'été).

Tableau 42: Qualité des eaux de l'Oued Rhumel et des deux barrages : Hammam Grouz et Beni Haroun, en fonction du pourcentage de saturation en oxygène dissous.

(Selon la grille de la qualité globale de l'eau, Masson, 1988).

% de sat mg/l	Qualité	Janv	Fév	Mars	Avr	Mai	Juin	Juil	Août	Sept	Oct	Nov	Déc	Moy
91à110	Excellente					Bg5	Bg1 Bg5	Bg1 Bg5	Rh3 Rh4 Bg5	Rh2 Bg5	Bg5			Bg5
71à 90	Bonne	Rh3	Rh4 Bg5	Rh2 Rh3 Rh4	Bg1 Rh2 Rh4 Bg5	Bg1	Rh2 Rh4	Rh3 Rh4		Bg1 Rh3 Rh4	Bg1 Rh2 Rh3 Rh4	Bg5	Rh3 Rh4	Bg1 Rh2 Rh3 Rh4 Bg5
51à 70	Passable	Bg1 Rh2 Rh4 Bg5	Bg1 Rh2	Bg1		Rh3 Rh4						Rh2 Rh3 Bg5		Bg1 Rh2
31à50	Mauvaise		Rh3		Rh3		Rh3							Rh3
<30- >130	Très mauvaise						Rh3 Bg5	Bg1	Bg1 Rh2	Bg5	Bg5			Bg5

Tableau 43: Qualité des eaux analysées en fonction du % de saturation en O₂ dissous des 5 stations et 12 prélèvements.

% de saturation	Qualité	Stations				
		Bg1	Rh2	Rh3	Rh4	Bg5
91 – 110	Excellente	2	3	1	1	3
71 – 90	Bonne	4	4	5	8	3
51 – 70	Passable	4	5	2	3	2
31 – 50	Mauvaise	1	0	3	0	0
< 30 - >130	Très mauvaise	1	0	0	0	4
71 – 90	Qualité	Bonne	Bonne	Bonne	Bonne	Bonne

5.2.2.Eléments minéraux majeurs

5.2.2.1. Cations

5.2.2.1.1. Calcium (Ca^{2+})

Le calcium est un élément de la dureté. Il existe surtout à l'état de bicarbonates et en quantités moindres sous forme de sulfates, chlorures, etc...(Rodier et *al.*, 2005). La teneur en calcium des biotopes terrestres ou limniques présente une importance écologique majeure (Ramade, 2002).

C'est un constituant cationique le plus dominant des eaux superficielles, il se présente généralement sous forme de bicarbonate, $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$, soluble (Brémond et Vuichard, 1973).

Les eaux de l'Oued Rhumel présentent des teneurs assez élevées en calcium. En effet, la station (Rh2) présente un taux de calcium largement élevé au mois d'octobre. Ceci peut être dû à la dissolution des carbonates (calcite, calcite magnésienne), qui caractérisent les faciès de plusieurs niveaux stratigraphiques sur le bassin du Rhumel (Farah, 1991). Ainsi, Brémond et Vuichard (1973) ajoutent que la teneur en ion calcium est liée directement à la nature géologique des terrains traversés par les cours d'eau. La teneur faible en calcium enregistrée à la même station (Rh2) au mois de janvier indique une faible dissolution du calcium qui pourrait être due au phénomène de dilution causée par les pluies d'hiver.

Comparativement aux eaux du Rhumel, les eaux des deux barrages contiennent des teneurs en calcium moindres. Il existe une bonne corrélation entre la teneur en ion calcium et la conductivité électrique ($r = 0.7925$ avec $p = 0.0001$), les MES ($r = 0.3502$; $p = 0.007$) ainsi que le résidu sec ($r = 0.7616$ avec $p = 0.0000$). De plus, l'ion calcium se trouve très fortement corrélé avec le magnésium ($r = 0.5891$, $p = 0.0001$).

Le calcium est dynamique et sa concentration est fortement influencée par le métabolisme microbien. Ceci, selon Wetzel (1983), est évidemment mieux décelable dans un milieu fermé tel un lac, que dans un oued.

L'ion calcium joue un rôle essentiel dans les écosystèmes aquatiques. En effet, il entre dans la constitution des squelettes et coquilles, et dans les phénomènes de perméabilité cellulaire ; il est concentré par les organismes à partir de l'eau ou des aliments (Gaujous, 1995).

5.2.2.1.2. Magnésium (Mg^{2+})

Le magnésium est un constituant de nombreux minéraux et roches, en particulier la dolomie (carbonate double de calcium et de magnésium). Il provient également de la dissolution d'autres roches dans les eaux continentales (basalte, magnésites, argiles, etc.). Les eaux magnésiques se

forment lorsqu'elles circulent sur des substrats dont les roches sont riches en cet élément (Ramade, 2002).

Selon Brémond et Vuichard (1973), le magnésium contribue à la dureté de l'eau sans en être l'élément essentiel. En effet, le rapport Mg / Ca est en général très inférieur à 1.

Les eaux de l'Oued Rhumel présentent une teneur élevée en magnésium, en aval de Constantine (Rh3) au mois d'aout. Un tel résultat peut être du à la fois aux divers rejets urbains et industriels de la ville de Constantine et à la nature géologique des terrains traversés dont l'origine est semblable à celle du calcium : calcite magnésienne et dolomite, silicates et alumino-silicates, sulfates et chlorures magnésiens. Dans les eaux du Rhumel, les teneurs en magnésium proviennent principalement de l'altération des minéraux calciques et du drainage des dépôts évaporitiques (Farah, 1991). La teneur faible relevée à la station (Rh2) au mois de juin peut être due au phénomène de dilution causé par les précipitations enregistrées durant ce mois ainsi que l'effet des eaux de ruissellement.

Les eaux des deux barrages renferment des teneurs en magnésium qui sont faibles par rapport à celles du Rhumel. Une telle observation peut s'expliquer par le fait que les eaux usées sont d'abord collectées et traitées au niveau des stations d'épuration avant qu'elles arrivent aux barrages ce qui traduit un taux faible en magnésium, qui en système lentique pourrait précipiter.

Le magnésium, un élément indispensable à la vie aquatique, joue un rôle dans la respiration et la photosynthèse (dont il peut être un facteur limitant). Il entre dans la composition du squelette de certains organismes. Dans certaines conditions, il peut être toxique vis-à-vis des poissons, surtout sous forme de chlorure et de sulfate (Gaujous, 1995). Son effet pour l'irrigation est comparable à celui du calcium quand le rapport Mg/ cation monovalent (K ou Na) est voisin de 1. Quand ce rapport diminue, l'ion magnésium a quelques effets néfastes comparables à ceux de Na et K.

Le magnésium contribue à la dureté de l'eau et influe sur sa productivité. Son effet sera dans le même sens que celui du calcium. Une très forte concentration en magnésium peut être néfaste à la vie piscicole en particulier pour l'élevage des Salmonidés. La toxicité est surtout liée aux anions avec lequel il est combiné (Brémond et Vuichard, 1973).

En comparant nos résultats avec ceux obtenus par (Khaldi et Melghit, 2007), nous remarquons que les eaux de l'Oued Rhumel gardent presque les mêmes teneurs en magnésium, il en est de même le cas pour les teneurs en Mg enregistrées au niveau des eaux des deux barrages.

5.2.2.1.3. Sodium (Na⁺)

Le sodium est l'un des constituants majeurs de l'écorce terrestre (2.83 %). Il existe dans la totalité des eaux car sa solubilité est très élevée (Brémondet Vuichard, 1973).

Les eaux de l'Oued Rhumel présentent une teneur assez élevée en sodium au mois de juin (Rh 2). Ceci peut être attribué à la fois aux divers rejets de la commune de Ain Smara et à la nature du substrat du bassin du Rhumel. Or, d'après Farah (1991), le sodium qui provient de la pluie sur le bassin du Rhumel est inférieur à 5 mg /l. En effet, le sodium des eaux du Rhumel peut avoir une origine dans la dissolution des minéraux argileux (illite et montmorillonite) et des évaporites (halite) contenues dans les formations du Mio-Pliocène et du Trias. Ces évaporites constituent une source importante de Na^+ .

La faible teneur en sodium relevée au mois d'octobre au niveau de la même station (Rh 2) du Rhumel peut être due soit à une végétation intense où l'assimilation de cet élément (Na) est importante, soit à un phénomène de dilution faisant diminuer la teneur en matières dissoutes d'où une corrélation très hautement significative qui existe entre le sodium, la conductivité électrique ($r = 0.6784$, $p = 0.000$) et le résidu sec ($r = 0.8039$, $p = 0.000$). Effectivement, compte tenu de la signification de la CE qui est l'ensemble des sels dissous et du résidu sec, plus la conductivité électrique est élevée et plus la teneur en sels dissous est importante. De plus, sachant que la salinité d'une eau est la somme des cations et des anions, le sodium présente des corrélations fortement significatives avec les cations : calcium ($r = 0.6442$ avec $p=0.000$), magnésium ($r = 0.6439$ avec $p = 0.000$) et potassium ($r = 0.7304$ avec $p = 0.000$) et les anions : chlorures ($r = 0.9221$ avec $p = 0.000$) et sulfates ($r = 0.7093$ avec $p = 0.000$). Nous observons que le coefficient de corrélation du sodium avec les éléments anioniques est beaucoup plus élevé par rapport à celui des éléments cationiques. En effet, les cations se lient fortement aux anions en formant les sels. A titre d'exemple, le sodium se lie fortement au chlorure pour donner le sel du chlorure de sodium (Na Cl).

Au niveau des eaux des deux barrages, la teneur en sodium est légèrement élevée au mois d'octobre (Bge5) par rapport à celle observée au sein du Rhumel. Une telle observation pourrait probablement être due aux phénomènes de dilution des matières et de dissolution des roches qui sont importants. La faible teneur relevée au mois d'avril à la station (Bge 1) peut être attribuée à l'assimilation du sodium par la végétation qui est bien vivante durant ce mois (période printanière).

Puisque le sodium constitue un des éléments majeurs de la salinité d'une eau qui est un facteur écologique très important. Parmi les êtres vivants dans l'eau, Gaujous (1995) distingue les euryhalins ; qui supportent de fortes variations de salinité, et à contrario les sténohalins. Il oppose ainsi les limnohalins (eaux douces) aux thalassohalins (eaux salées) ; il y a peu d'espèces vivantes dans des eaux de salinité intermédiaire (5 à 8 g/l). De ce fait, les eaux de l'Oued Rhumel ainsi que

celles des deux barrages sont caractérisées par une salinité moyennement élevée, et nos présents résultats confirment ceux obtenus par (Khaldi et Melghit, 2007) sur les mêmes stations de prélèvements.

5.2.2.1.4. Potassium (K^+)

Selon Brémond et Vuichard (1973), le potassium est un élément normal des eaux, où sa concentration est largement inférieure à celle du sodium, bien que leurs abondances relatives terrestres soient comparables (sodium 2.83 % - potassium 2.59 %).

Il est ainsi, le cation le moins abondant après Ca^{++} , Na^+ et Mg^{++} . La concentration en K^+ la plus élevée a été enregistrée au mois de décembre à la station (Rh3). Ceci peut être attribué d'une part aux divers rejets reçus de la ville de Constantine et au lessivage des terrains traversés d'autre part. Farah (1991) souligne que le potassium dans les eaux du Rhumel peut provenir de l'altération des feldspaths, micas, illite ou autres minéraux contenus dans les argiles.

La diminution de la teneur en potassium au niveau des trois stations du Rhumel (Rh2, 3 et 4) aux mois de janvier, février, mars et juillet, février et mars, et mars respectivement, ne pourrait probablement être due qu'à un phénomène de dilution soit par les pluies soit par les divers effluents des divers rejets urbains et industriels de la ville de Constantine. De plus, le potassium constitue l'un des éléments essentiels et nécessaires à la nutrition des plantes ainsi que certains organismes aquatiques qui peuvent le concentrer. A titre d'exemple ; chez *Ulva*, le rapport K / Na est 260 fois plus élevé que dans l'eau de mer (Gaujous, 1995). Le K est utilisé également avec d'autres fertilisants dans la composition de certains engrais.

Les eaux des deux barrages en contiennent des teneurs assez faibles dont la teneur la plus élevée est enregistrée au mois de décembre (Bge 1). Ceci peut être attribué aux eaux de ruissellement chargées en matières dissoutes d'où des coefficients de corrélation hautement significatifs entre le K^+ et le résidu sec ($r = 0.3758$; $p = 0.003$), les cations : Na^+ ($r = 0.4763$; $p=0.0001$) et Mg^{++} ($r = 0.3299$; $p = 0.011$) et les anions auxquels le K^+ se trouve fortement combiné et présente par voie de conséquence des corrélations hautement significatives ; Cl^- ($r = 0.5730$; $p = 0.0001$) et avec les PO_4^{-2} ($r = 0.3648$; $p=0.005$).

La toxicité du potassium vis-à-vis des organismes aquatiques est réduite par le calcium et le magnésium. Il est plus toxique pour les poissons et les mollusques que le calcium, le magnésium et le sodium. Ainsi, sa toxicité dépend beaucoup des anions avec lesquels il est lié (Brémondet Vuichard, 1973).

5.2.2.2. Anions

5.2.2.2.1. Chlorures (Cl⁻)

Les chlorures existent dans toutes les eaux à des concentrations très variables (Brémondet Vuichard, 1973). Selon Rodier et *al.* (2005), la teneur en ion chlore des eaux naturelles est inférieure à 50 mg/l, mais peut subir des variations. Les eaux de l'Oued Rhumel présentent des teneurs en chlorures variant dans l'espace et dans le temps, dont la teneur la plus élevée a été enregistrée au mois de juin à la station (Rh4). Un tel résultat était le cas de la station (Rh3) en 2007. Les concentrations d'origine atmosphérique paraissent assez faibles pour avoir une contribution aux concentrations des eaux de l'Oued. La majeure part des chlorures viendrait de la dissolution des roches salées du Trias et du Mio-Pliocène (Farah, 1991), à la quelle pourrait s'ajouter divers rejets urbains ou industriels de la ville de Constantine. La teneur la plus faible en chlorures est enregistrée à la station (Rh2) au mois d'octobre. Ceci pourrait être attribué au lessivage des terrains traversés. Les eaux des deux barrages présentent des teneurs en chlorures qui sont inférieures à celles enregistrées au niveau des eaux des stations du Rhumel.

5.2.2.2.2. Sulfates (SO₄²⁻)

Les sulfates, composés naturels des eaux, sont liés aux cations majeurs : calcium, potassium et sodium (Brémond et Vuichard, 1973).

Les eaux du Rhumel présentent une teneur largement élevée enregistrée au mois d'octobre à la station Rh2. Ceci, peut être dû à un phénomène de dilution et au lessivage des terrains traversés. Ainsi, une telle teneur élevée enregistrée en amont de la ville de Constantine peut être attribuée à un phénomène de dissolution des roches évaporitiques du Trias et du Mio-Pliocène qui renferment des sulfates de calcium, de magnésium ou de strontium (Farah, 1991). La faible teneur en sulfates des eaux de l'Oued Rhumel est enregistrée à la station (Rh3). Un tel résultat peut probablement être dû au phénomène de dilution ainsi qu'aux rejets diffus de la ville de Constantine. La même observation a été rapportée par Farah (1991) et Khaldi et Melghit (2007).

Les eaux des deux barrages présentent une teneur élevée en sulfates relevée au mois de Juillet à la station (Bg5). Ceci, peut être attribué au lessivage des terrains traversés. La faible teneur enregistrée au mois de décembre (Bg1) peut être due soit à une assimilation des plantes aquatiques des sulfates, soit aux eaux de pluies retenues durant ce mois et qui permettrait une dilution des eaux. Les sulfates sont des anions qui se lient avec les cations et rentrent dans la mesure de la CE. En effet, il existe de bonnes corrélations entre les sulfates, la CE ($r = 0.5799$; $p = 0.0001$), le Rs ($r = 0.6534$; $p = 0.0001$), les cations : calcium ($r = 0.7901$; $p = 0.0001$), magnésium ($r = 0.4004$; $p = 0.002$).

5.2.3. Paramètres de pollution

5.2.3.1. Matière organique (MO)

La matière organique ou encore l'oxydabilité au permanganate, permet d'apprécier les teneurs en substances oxydables. Les eaux de surface renferment naturellement des matières organiques constituées de produits de décomposition d'origine animale ou végétale, élaborées sous l'influence des micro-organismes.

Les eaux de l'Oued Rhumel présentent un taux élevé en matière organique. En aval de Constantine, le taux moyen de la matière organique est supérieur à celui des autres stations. Une telle observation ne pourrait être attribuée qu'aux rejets diffus de la ville de Constantine et de ce fait traduit une forme de pollution organique. La même station (Rh3) révèle le taux le plus faible en matière organique aux mois d'octobre et de novembre. Un tel résultat pourrait être dû aux phénomènes de biodégradation des substances organiques suite aux conditions d'oxygénation qui permettent une décomposition parfaite de la charge organique.

Au niveau de la station (Bge1)(Hammam Grouz), nous avons dosé une teneur élevée en MO, au mois de décembre, traduisant une forte charge organique qui peut être due à un enrichissement des eaux en matières organiques à la suite de fortes pluies ou crues (Chap. 2). La teneur la plus faible enregistrée au mois de mars au niveau de la station (Bge5), traduit un retour à une situation initiale, suite à une bonne biodégradation des substances organiques déversées au niveau du barrage. De plus l'effet de dilution peut s'y ajouter.

Selon la grille "multi-usage" (Masson, 1988) utilisée en France, les eaux en amont et en aval de Constantine sont d'une qualité médiocre (classe 3) en fonction de leurs teneurs en MO, durant toute l'année. De ce fait, les eaux analysées traduisent une pollution organique très marquée. Les eaux du barrage beniharoun sont de qualité passable (classe 2). Cependant, celles du barrage Hammam Grouz sont devenues de qualité médiocre par rapport aux résultats obtenus par Khaldi et Melghit en 2007, où la qualité des eaux du Hammam Grouz était passable.

Pekey(2006) résume les différents rôles que joue la matière organique ; elle est une source d'énergie carbonée, de phosphore et d'azote après minéralisation. Elle est également un support des synthèses biologiques, une source de métabolites ou de vitamines, d'éléments chélateurs et joue un rôle inhibiteur ou stimulateur. Le déversement d'une charge organique permet la prolifération des *Protistes hétérotrophes* et des espèces bactériophages. Ces polluants organiques entraînent une diminution de la diversité des *Algues* et des *Métazoaires*, compensée par une importante augmentation de la biomasse planctonique.

5.2.3.2. Demande biochimique en oxygène (DBO₅)

La DBO₅ exprime la quantité d'oxygène nécessaire à la dégradation biologique de la matière organique d'une eau. Elle est sensiblement proportionnelle à la teneur de l'eau en matière organique biodégradable et donc à la quantité de micro-organismes et inversement proportionnelle à la teneur en oxygène dissous. Elle dépend entre autre de la nature des matières organiques dissoutes, de la présence ou de l'absence d'éléments inhibiteurs de la flore microbienne (métaux lourds, hydrocarbures, détergents...). Selon Eckenfelder (1982), la DBO₅ est une mesure du carbone organique biodégradable, et dans certaines conditions, des formes azotées réduites dans l'eau usée.

Les profils spatiotemporels de la DBO₅ (fig. 22, cf. chap. 4), montrent la présence d'une charge organique importante avec des valeurs moyennes oscillantes entre 0.5 et 13.44 mg/l de DBO₅ au niveau des eaux du Rhumel, et entre 0.1 et 5.79 mg/l au niveau des deux barrages. Ces valeurs peuvent atteindre 28.7 mg/l en Rh 3. L'évolution temporelle de la DBO₅ se caractérise par des valeurs plus importantes en période estivales qu'en période hivernale. La dilution provoquée par les eaux de pluie reste le facteur déterminant de cette constatation.

D'après Nisbet et Verneaux (1970), les valeurs de la DBO₅ > 6 mg/l révèlent une situation anormale de l'eau. C'est valable pour les résultats obtenus sur le même cours d'eau le Rhumel, par Benlatreche et Benslimen ; 2002 ainsi que ceux obtenus par Khaldi et Melghit ; 2007. Nos résultats obtenus au niveau des cinq stations de prélèvement viennent les conforter.

Si nous nous référons à la grille d'appréciation de la qualité générale de l'eau utilisée en France (Masson, 1988), nous pouvons conclure que les eaux de l'Oued Rhumel sont d'une qualité médiocre, celles des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun sont d'une qualité bonne à passable en fonction de leurs valeurs de la DBO₅.

5.2.3.3. Demande chimique en oxygène (DCO)

La DCO permet une estimation des matières oxydables présentes dans l'eau quel que soient leurs origines (fer ferreux, nitrates, ammoniac, sulfures et chlorures). Eckenfelder (1982) l'a définie comme étant une mesure du carbone total à l'exception de certains composés aromatiques, tels que le benzène, qui ne sont pas complètement oxydés dans les conditions de l'essai.

Avec des taux élevés enregistrés au mois de septembre à la station (Rh2), nous pouvons parler d'une pollution intense et d'une situation dangereuse. Cette situation est également perceptible au niveau de la station (Rh 3), laquelle est soumise aux rejets permanents de la ville de Constantine. L'enrichissement de la station (Rh 3) en matière organique et oxydable est dû essentiellement aux rejets diffus de l'agglomération de Constantine, renforcées occasionnellement

par les apports des eaux usées malgré leur traitement au niveau de la station d'épuration d'Ibn Ziad. Gaid (1984) ajoute qu'un simple rejet temporaire contiendrait probablement des substances toxiques (ions métalliques, produits organiques ...) qui inhibent l'activité bactérienne d'où une hausse de la DCO. Egalement, un grand pic est observé au mois d'août au niveau du barrage Hammam Grouz. Une telle observation pourrait être due à une température élevée durant ce mois ainsi qu'à l'apport important de matières organiques. Quant à la chute de la DCO au niveau des eaux du barrage Hammam Grouzenregistrée au mois de septembre jusqu'au mois de novembre, pourrait être attribuée à une réduction de la charge des matières organiques, accompagnée d'une hausse de la teneur en oxygène qu'on peut probablement rapprocher d'une oxydation des polluants organiques et à l'effet de dilution des eaux de ce barrage.

Au niveau des eaux des différentes stations de prélèvement, les valeurs moyennes de la DCO dépassent de loin celles de la DBO_5 . Cet état de fait témoigne de la prédominance d'une pollution d'origines diverses (industrielle, agricole, urbaine ...), excessive à ces niveau là, exceptée la station (Bge 5). De telle pollution excessive résulte une situation critique qui, selon El-Morhit (2009), se traduit le plus souvent par une forte mortalité piscicole suite à une asphyxie des poissons. En effet, ces teneurs assez élevées de la DCO par rapport à celles de la DBO_5 , pourraient traduire certainement la présence d'une charge peu biodégradable dominée par une micropollution (métaux lourds) masquée éventuellement par la charge organique.

Selon la grille multi-usage utilisée en France (Masson, 1988), nous pouvons conclure qu'en fonction de la DCO des douze mois de prélèvement, la qualité des eaux de l'oued Rhumel et du barrage Hammam Grouz est mauvaise à médiocre. Par ailleurs, celle des eaux du barrage Beni Haroun est passable. De ce fait, nous pouvons dire que la charge polluante est très élevée avec la présence de matières non biodégradables, car la DCO est supérieure à la DBO_5 .

Si nous comparons nos résultats avec ceux obtenus par Mehennaoui-Afri (1998), Belatreche et Benslimen (2002), Khaldi et Melghit (2007), nous trouvons que les eaux du Rhumel sont toujours de mauvaise qualité où la pollution est alarmante et excessive. Cependant, la qualité des eaux des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun est variable au cours de l'année.

5.2.3.4. Composés azotés

5.2.3.4.1. Ammonium

L'azote ammoniacal, rencontré dans les eaux et dont la présence est anormale (Nisbet et Verneaux, 1970), traduit habituellement un processus de dégradation incomplète de la matière organique lorsque la teneur en oxygène est insuffisante pour assurer sa transformation.

Dans les eaux superficielles, il peut avoir pour origine : la matière organique végétale des cours d'eau, la matière organique animale ou humaine, les rejets industriels (engrais, textiles...) (Rodier et *al.*, 2005). En général, les teneurs les plus élevées sont enregistrées à la station (Rh3) surtout au mois de mai et proviennent des rejets de la ville de Constantine, auxquels s'ajoutent les eaux de ruissellement qui amènent des quantités importantes de matières organiques, ce qui est conforté par un coefficient de corrélation assez élevé ($r = 0.5048$; $p=0.0001$ avec la CE et $r= 0.5394$; $p=0.0001$ avec le Rs). Il en est de même pour ($r= 0.4609$; $p= 0.0001$ et $r = 0.4767$; $p= 0.0001$) entre le NH_4^+ et le Na et le Cl respectivement. Ainsi, il est très probable que la forte concentration en NH_4^+ relevée au mois de novembre (station rh3) est attribuée aux augmentations des débits qui ont pour conséquence un remaniement des vases au fond des rivières, provoquant une remise en circulation de l'eau interstitielle des sédiments, très chargée en ammonium, dont les teneurs sont d'ailleurs d'autant plus élevées, que l'on est près des rejets polluants importants (Martin, 1979). La nette diminution de l'ammonium (station Rh3) au mois d'octobre traduit une auto épuration efficace des eaux, due à la fois à une bonne minéralisation et aux dilutions successives par le biais des pluies (chap.2).

Au niveau de la ville de Constantine, les taux en ammonium croissent progressivement de l'amont (station Rh2) à l'aval (station Rh3). Un tel résultat met en évidence l'impact des rejets domestiques.

Les eaux des deux barrages présentent des teneurs assez faibles, parfois nulles, résultant probablement d'une bonne minéralisation, ou encore du fait que les eaux usées soient traitées en stations d'épuration (Bg1 ; STEP d'épuration de l'Oued Athmania, Bg5 ; STEP d'Ibn Ziad) avant d'atteindre les barrages.

Selon les normes proposées par Martin (1979), dans les eaux de rivières des teneurs en ammonium supérieures à 0.19 – 0.49 mg/l NH_4 sont le signe d'une situation anormale, et au-delà de 1.98 mg/l NH_4 , les nuisances causées deviennent très importantes. Si on se réfère à ces normes, on serait amené à admettre que la situation des eaux de l'Oued Rhumel est anormale durant tous les mois de nos prélèvements. Mehennaoui -Afri (1998) et Rodier et *al.* (2005) soulignent que la situation devient dangereuse quand les valeurs dépassant 1.5 mg/l N- NH_4 (1.93 mg/l NH_4).

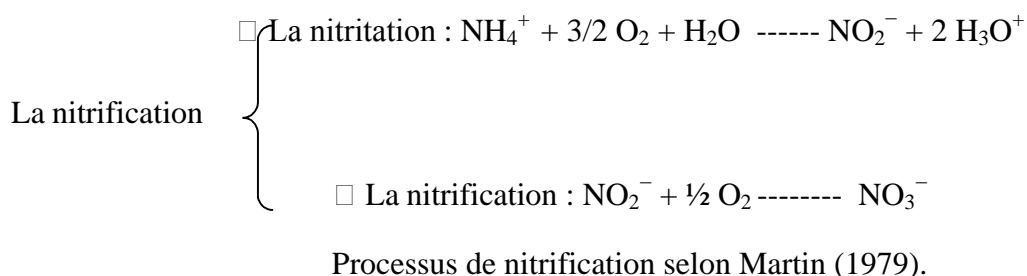
D'après la classification de Nisbet et Verneaux (1970), les eaux de l'Oued Rhumel appartiennent à la classe 3 (taux supérieur à 0.77 mg/l N- NH_4) où la pollution est critique. De ce

fait, il s'en suit que les eaux de l'Oued Rhumel sont toujours d'une qualité médiocre en fonction de leurs teneurs en NH_4 . Les eaux des deux barrages sont d'une qualité passable à médiocre.

5.2.3.4.2. Nitrites (NO_2^-)

Les nitrites dans l'eau proviennent essentiellement soit d'une oxydation incomplète de l'ammonium, la nitrification n'étant pas conduite à son terme, soit s'une réduction des nitrates sous l'influence d'une action dénitrifiante (Rodier, 1984). Ils représentent toujours un stade fugace, ne se maintiennent que lorsque le milieu n'est pas suffisamment oxydant et leur présence indique un état critique de pollution organique à partir déjà de 1 mg /l de NO_2^- selon Nisbetet Verneaux (1970).

Dans les eaux de l'Oued Rhumel, les valeurs des nitrites très variables dans l'espace et dans le temps sont parfois élevées. Nous observons que les taux des nitrates sont largement supérieurs à celles des nitrites pour l'ensemble des trois stations durant presque tous les mois de l'année. Une telle situation exceptionnelle peut être due probablement à un processus de nitrification inachevé.



De plus, la teneur en nitrites est corrélée positivement au taux d'oxygène dissous avec un coefficient de corrélation très élevé ($r=0.4637$, $p=0.0001$). Les eaux des deux barrages sont aussi caractérisées par un taux assez important de nitrites dû probablement aux phénomènes de réduction des nitrates en nitrites quand la teneur en oxygène dissous est faible ou au processus de nitrification si la teneur en oxygène est suffisante.

Nos résultats confirment les travaux précédents (Benlatreche et Benslimen, 2002 ; Khaldi et Melghit, 2007), nous trouvons que la situation des eaux de l'Oued Rhumel, toujours anormale, traduit un état de pollution organique observée également pour les eaux des deux barrages.

5.2.3.4.3. Nitrates (NO_3^-)

Les nitrates existent à l'état naturel, dans les sols, les eaux tant de surface que souterraines et toutes les matières végétales. Ils proviennent de la décomposition naturelle, par des microorganismes, de matières organiques azotées telles que les protéines des végétaux, des animaux

et des excréta d'animaux. Ils parviennent ainsi aux rivières par les nappes d'eau souterraines et par le ruissellement des terres agricoles en hivers.

Les nitrates constituent le stade final de l'oxydation de l'azote organique. Leur présence dans une eau polluée atteste que le processus d'auto-épuration a déjà joué. En général, les eaux de surface ne sont pas chargées en nitrates à plus de 10 mg/l NO_3^- (O.M.S, 1989). Bontoux et *al.* (1979) admettent des teneurs naturelles en nitrates dans les rivières de l'ordre de 3 mg/l NO_3 . Nos valeurs obtenues sont largement supérieures à ces limites.

La valeur maximale en nitrates est enregistrée à la station (Rh3) au mois d'aout. Ceci peut être dû au lessivage des sols. Ainsi, les eaux de pluies peuvent contenir des nitrates en provenance des oxydes d'azote et de l'ammoniac présents dans l'atmosphère (Rodier et *al.*, 2005), et surtout les nitrates peuvent avoir comme origine Les rejets diffus de la ville de Constantine et les engrais azotés utilisés en agriculture. La valeur minimale en nitrates relevée aux stations (Rh 2 et Rh3) peut être attribuée à la présence d'azote sous forme d'ammonium surtout. Ce dernier sera oxydé, plus en aval (Rh4) en nitrites par auto-épuration.

Les résultats obtenus pour les deux barrages présentent une concentration maximale en nitrates enregistrée à la station (Bge 1) au mois de mars, d'origine surtout agricole. Cette teneur peut être liée à la période printanière où la végétation serait abondante et où l'élévation de la température favorise la minéralisation de l'azote organique. Ainsi, la présence des nitrates stimule la croissance des algues et des plantes vertes, ce qui favorise la photosynthèse et par conséquent conduit à la formation d'oxygène au sein des cours d'eau (Brémondet Vuichard, 1970). La concentration minimale en nitrates relevée à la même station (Bge 1) au mois d'octobre, est due probablement au phénomène de dilution suite aux pluies durant ce mois. Selon les recommandations de l'OMS (1994), les eaux de l'Oued Rhumel et celles des deux barrages sont dans l'ensemble d'une qualité acceptable (classe 2).

5.2.3.5. Phosphates (PO_4^{2-})

Le phosphore est naturellement présent dans les eaux superficielles en faible concentration. Compte tenu de son importance dans la constitution des êtres vivants, il joue souvent, vis-à-vis de leur développement, le rôle de "facteur limitant". En effet, selon Rodier et *al.* (2005), le phosphore 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.

La présence des phosphates dans les eaux naturelles à des concentrations supérieures à 0.1 ou 0.2 mg/l est l'indice d'une pollution par des eaux vannes contenant des phosphates organiques et

des détergents synthétiques ainsi que par les eaux de ruissellement. Nisbet et Verneaux (1973) et Afri-Mehennaoui (1998) admettent pour les eaux courantes la limite de 0.3 mg/l, au-delà de laquelle, il peut y retenir un caractère marqué d'eutrophisation et des risques de nuisances divers.

Les eaux de l'Oued Rhumel présentent pour l'ensemble des trois stations, un taux en phosphates largement élevé et qui dépasse le plus souvent les limites citées précédemment, ce qui révèle une situation douteuse avec un état anormal et critique. De même, les eaux des deux barrages contiennent des teneurs en phosphates dépassant quelques fois 0.3 mg /l (Bge1 aux mois de mars et de mai, Bge 5 au mois de juin). Une telle situation peut être attribuée au lessivage des terres agricoles traitées par les engrais. L'origine des orthophosphates est surtout urbaine. Ils proviennent des eaux d'égouts domestiques. Leynaudet Verrel (1980) affirment qu'à partir des études effectuées à ce jour, une grande partie des apports en phosphore dans les eaux superficielles provient des rejets industriels (industries agro-alimentaires, textiles, laveries, ateliers de traitement de surface...).

Les teneurs élevées relevées au niveau des stations (Rh3 et Rh4) sont étroitement liées aux divers rejets de la ville de Constantine, ainsi que le lessivage des terrains traversés. En effet les phosphates peuvent avoir pour origine le lessivage des terres cultivées enrichies en engrais phosphatés ou traités par certains pesticides (Rodier et *al.*, 2005). Les concentrations en phosphates enregistrées en février, avril et en décembre sont les plus faibles pour les trois stations du Rhumel (Rh2, 3 et 4) traduisant un effet de dilution.

Selon la classification de Nisbet et Verneaux (1970), les eaux de l'Oued Rhumel et celles des deux barrages présentent un aspect de pollution assez net et sont par conséquent eutrophes (taux en phosphates > 0.5 mg /l).

Actuellement, l'accroissement des teneurs en phosphore joue un rôle majeur dans la dégradation de la qualité des eaux. En fait, les polyphosphates sont responsables de nuisances et leur déversement a pour conséquence l'apparition de phénomènes d'eutrophisation résultant d'une croissance exagérée d'algues, de macrophytes et surtout de phytoplancton (Cabridenc, 1980). Les fortes teneurs en phosphates enregistrées au niveau des eaux du Rhumel, ont provoqué une forte productivité primaire en aval de la ville de Constantine (station Rh3, $r=0.0.3372$; $p=0.009$), phénomène déjà observé par Afri-Mehennaoui (1998), Khaldi et Melghit (2007).

Comparativement aux résultats des travaux précédents d'Afri-Mehennaoui (1998) et Khaldi et Melghit (2007), nos résultats les confortent. En effet, les eaux de l'Oued Rhumel sont caractérisées par des teneurs importantes en phosphates, traduisant une pollution nette. Cependant, les eaux des deux barrages, malgré des teneurs assez faibles, révèlent toujours un degré de pollution.

5.2.5. Teneurs en éléments traces métalliques dans l'eau

Les éléments traces métalliques dosés dans le compartiment "eau" sont non détectables vu leur sédimentation et leur dépôt dans le compartiment sédimentaire, c'est pourquoi nous pouvons dire que la contamination métallique dans l'eau est absente.

5.3. Compartiment "sédiments"

5.3.1. Potentiel Hydrogène (pH)

Les valeurs moyennes (\pm écart types) du pH sont de 8.15 ± 0.39 (campagne1) et 8.25 ± 0.61 (campagne2). Cela traduit une alcalinité légère des sédiments des différentes stations étudiées.

Bourg et Lock (1995) confirment que le changement du pH des sédiments dépendra de l'un des trois facteurs principaux suivants :

- la vulnérabilité du sédiment ou la faculté à résister à des variations de pH ;
- les apports de polluants, de donneurs, accepteurs de protons et d'électrons ;
- les pratiques environnementales pouvant induire des changements de solubilité des espèces chimiques stockées.

Ainsi, les valeurs du pH des sédiments sont en perpétuelle relation avec le pH des eaux. En effet, dans les eaux naturelles non soumises aux rejets industriels et urbains, le pH des sédiments dépend de ces eaux, de la nature géologique du lit et du bassin versant dans la rivière (Brémond et Vuichard, 1973). En conséquence, le pH de l'eau est un paramètre qui peut conditionner et déterminer celui des sédiments.

L'effet du pH sur l'adsorption a été particulièrement étudié. En effet, son augmentation engendre (provoque) l'accroissement du nombre de sites (groupements carboxyles de la matière organique) (Godfrin et Bladel, 1990 ; Gould et Gentelli, 1978 in Serpaud et *al.*, 1994).

Ainsi, l'élévation du pH favorise l'absorption métallique sur la fraction réductible des sédiments (oxydes de fer et de manganèse) après échange des cations métalliques avec les ions H^+ sur certains sites de surface. La formation de sulfure, la biodégradation de la matière organique ; toutes deux fonctions de l'acidité du milieu permettent d'interpréter la spéciation des ETM dans les sédiments et leur biodisponibilité (Serpaud et *al.*, 1994).

L'évolution du pH des sédiments de l'Oued Rhumel, ses affluents et ceux qui alimentent les barrages Hammam Grouz et Beni Haroun, permet de déceler des fluctuations (oscillations) pourraient être dues au brassage et décantation résultant des évènements pluvieux.

Le pH des sédiments a une influence considérable sur la biodisponibilité des ETM et par conséquent sur leur écotoxicité. En effet, la toxicité de certains ETM décroît avec l'augmentation du pH, simultanément à d'autres paramètres tel que la matière organique (Lock et *al.*, 2000).

L'augmentation du pH favorise la sorption des métaux. A l'inverse, la désorption est favorisée par la baisse du pH, qui, dans le milieu ambiant, peut libérer les métaux associés aux sédiments donc leur biodisponibilité augmente et ils deviennent plus susceptibles d'être toxiques pour les organismes benthiques. Le Cd et le Pb sont parmi les principaux métaux connus pour être influencés par les conditions d'oxydo-réduction du pH (Perrono, 1999 ; Environnement Canada, 2007).

Si nous confrontons nos résultats (8.2 ± 0.5) à ceux de Habechi (2009) (7.7 ± 0.28), Belaidi et Mecheri (2010) (8 ± 0.23), nous disons que les nôtres confirment ceux de Belaidi et Mecheri.

5.3.1. Conductivité électrique (CE)

La mesure de la conductivité électrique permet d'évaluer rapidement mais très approximativement la minéralisation globale des eaux des rivières (Brémond et Vuichard, 1970) et des sédiments des bords des oueds. Cette mesure est liée à la qualité des sels ionisables dissous.

La CE des sédiments de l'Oued Rhumel ainsi que celle de ses affluents présentent des ressemblances avec celles obtenus par Habechi (2009) sur les sédiments de l'Oued Rhumel et Ben Bouih et al. (2005) sur les sédiments du lac Fouarat, où les sédiments présentent des CE variant entre 650 et 1210 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Quant à la CE des sédiments des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun, les valeurs sont faibles par rapport à celles mesurées au niveau des oueds. Une telle observation pourrait être attribuée à la salinité des eaux des barrages qui est faible.

La CE la plus élevée des sédiments de l'Oued Rhumel et de ses affluents est relevée au niveau de la station (Bm 4) au mois d'avril (campagne 2), représentant un important affluent du Rhumel (Oued Boumerzoug). Cette valeur traduit les rejets urbains ainsi que la salinité des sols drainés par les eaux de l'oued Boumerzoug. La valeur la plus faible de la CE enregistrée à la station (Kt 7) au printemps, pourrait s'expliquer par la nature argilo-marneuse du bassin versant. Pour les deux barrages, la conductivité électrique la plus élevée est enregistrée au niveau des sédiments de la station (Bge 13) en hiver 2010, représentant le fond du barrage Beni Haroun. Cette valeur peut être due au dépôt des sels.

D'après le test T Student ($P = 0.45 > 0.05$), il n'y a pas une différence significative, la CE est donc influencée par l'effet 'station de prélèvement' d'où les classes de CE moyennes qui montrent que les stations (Bm 4 et Rh5) sont celles où la CE est maximale. Ceci ne pourrait être attribué qu'aux divers rejets industriels et organiques riches en sels dissous provenant de la ville de Constantine.

Si nous confrontons nos résultats (moy = $338.03 \pm 175.31 \mu\text{S/cm}$) à ceux de Habechi (2009) (moy = $449.31 \pm 236.33 \mu\text{S/cm}$), Belaidi et Mecheri (2009) (moy = $641 \pm 299 \mu\text{S/cm}$), qui ont travaillé sur le même cours d'eau le Rhumel, nous constatons que nos valeurs de CE sont proches à celles de Habechi (2009).

5.3.3. Calcaire total

Les carbonates de calcium CaCO_3 (calcaire total) dans les sédiments permettent d'impliquer un bon effet de dilution et donc une diminution de la toxicité des ETM en particulier en hiver.

Selon Harvey et Warren (1989), la présence et la distribution des carbonates dans les sols et les sédiments dépendent étroitement de la roche mère et du climat. Sous un climat aride, les CaCO_3 restent dans le sol et s'accumulent près de la surface. Si d'autres facteurs sont constants une augmentation des précipitations entraîne une augmentation du déplacement des carbonates par ruissèlement vers les cours d'eau.

Nous pouvons dire que nos stations de prélèvements se caractérisent par un taux important en calcaire total, ce qui peut impliquer un très bon effet de dilution et par conséquent une régression des teneurs en éléments traces métalliques et donc une diminution de leur toxicité. Ceci est dû essentiellement à la nature géologique du lit du bassin versant du Kébir-Rhumel qui, selon Mébarki (1984) présente une prédominance calcaire (cf. chap.2).

Si nous comparons nos résultats avec ceux obtenus par Habechi (2009) et Belaidi et Mecheri (2009) sur quelques stations sur le Rhumel et ses affluents, nous pouvons constater que nos taux enregistrés présentent des similitudes avec ceux – ci. En fait, la tendance à la diminution de la teneur en calcaire total de l'amont vers l'aval est confirmée également pour l'hiver et le printemps.

5.3.4. Teneurs des sédiments en éléments traces métalliques

Les éléments traces métalliques ont tendance à se concentrer au cours du temps dans le compartiment sédimentaire que dans le compartiment eau, raison pour laquelle de nombreux pays dans le monde et dans la méditerranée en particulier, s'intéressent au suivi de la contamination par

les ETM qui se fait notamment sur les sédiments. En fait, ils permettent de déceler les pollutions récentes. Ainsi, Le Goff et Bonnomet (2004) affirment que les concentrations en ETM sont plus facilement mesurables dans les sédiments que dans l'eau.

Le bassin versant du Kébir-Rhumel, soumis à des pressions de diverses natures (démographiques, industrielles, urbaines et agricoles), présente une surface très étendue où plusieurs sources de pollution métalliques peuvent s'y installer. En complément aux travaux précédents, nos investigations ont porté sur cinq éléments traces métalliques (Cd, Cr, Cu, Pb et Zn). Afin d'atteindre l'objectif principal de la présente étude, où les sédiments superficiels ont été prélevés afin d'évaluer le niveau d'une éventuelle contamination métallique. Les résultats obtenus de chaque élément trace seront discutés dans ce qui suit séparément.

Selon Thomas et Meybeck (1992), les sédiments sont considérés contaminés une fois leurs concentrations en ETM dépassent le niveau seuil des teneurs de référence.

Nous avons établi la hiérarchie suivante en ce qui concerne les teneurs en ETM présentes dans les sédiments des deux campagnes de prélèvement en 2010 : Zn > Cr > Pb > Cu > Cd.

5.3.4.1. Cadmium

Le cadmium présente les teneurs les plus faibles. C'est un élément trace très toxique par effet cumulatif, il agit même à de faibles concentrations. En effet, Cossa et *al.* (1994) affirment que le Cd se trouve fréquemment associé au minerai du zinc, où il a une affinité très forte pour les protéines (en particulier les groupes cystéiniques) ce qui permet sa bioaccumulation.

Les teneurs en Cd traduisent une contamination évidente des sédiments dans la mesure où elles dépassent les teneurs considérées comme naturelles. Ces dernières varient de 0,3 µg/g comme teneur naturelle moyenne mondiale à 0,35 mg/kg pour la Seine (Bervoets et Blust, 2003 in Afri et *al.*, 2009), 0,38 mg/kg pour les Flandres en Belgique (De Cooman et *al.*, 1998 in A.E.S.N., 1991). Des teneurs en mg/kg plus élevées, 0,75, 1 et 1,1 sont rapportées respectivement par l'AESN (1991), l'AEAP (1990) in (Persaud et *al.*, 1993) et le « background » au Canada (Mielke et *al.*, 2000). Ces valeurs traduisent des teneurs naturellement faibles en Cd. Dans ce sens le Cd est l'élément le moins abondant dans les sédiments des oueds Rhumel, ses affluents ainsi que dans les sédiments des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun. Le même résultat a été obtenu par Afriet *al.* (2009) sur les sédiments de l'oued Rhumel et l'oued Boumerzoug. Néanmoins les concentrations déterminées révèlent un niveau de contamination qui n'est pas à négliger. Les concentrations déterminées dans toutes les stations suggèrent un apport anthropique en Cd. Ainsi, la comparaison de nos données obtenues par rapport à des valeurs dites de « références »

reflet d'une situation normale pour l'AEAP (1990), (tableau 44) témoigne d'une situation anormale pour toutes les stations pendant les deux campagnes de prélèvement. En effet, toutes les teneurs sont supérieures à la valeur estimée naturelle (1 µg/g).

Tableau 44 : Teneurs métalliques naturelles dans les sédiments secs (AEAP, 1990) et niveaux de contamination (Ministère de l'environnement, 1993).

<i>Métaux</i>	<i>Valeurs naturelles</i>	<i>Niveaux de contamination</i>		
		<i>N1</i>	<i>N2</i>	<i>N3</i>
Cd	1	< 3	3 à 9	>9
Cr	30	< 150	150 à 450	>450
Cu	15	< 120	120 à 360	>360
Pb	40	< 120	120 à 360	>360
Zn	100	< 450	450	>1350

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

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

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

Selon ces normes, les sédiments de l'Oued Rhumel, ceux de ses affluents ainsi que ceux des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun se classent d'une manière générale au niveau N2, traduisant de ce fait une contamination probable où la surveillance du milieu et des effets doit être renforcée. Une telle observation peut être également confirmée par comparaison de nos résultats au PEL (Cd) = 3.53 µg/g (seuil au de-là duquel la concentration en cadmium est susceptible de provoquer un effet toxique sur la faune macroinvertébrée) (Igerseoll et *al.*, 2001). Un tel résultat était également celui de Sahli (2002), d'Afri-Mehennaoui et *al.* (2004) et d'Afri et *al.* (2009) sur le même cours d'eau le Rhumel. Ainsi, la majorité de nos valeurs sont supérieures à ce seuil, à l'exception de celles enregistrées au mois de janvier 2010 au niveau des stations (Bm4, Db11 et KR16) avec des teneurs en Cd estimées de 2.65 µg/g, 2.65 µg/g et 3.08 µg/g respectivement. Quant aux sédiments des barrages, les valeurs se classent également au niveau N2, sauf la station (Bge 13) où la teneur en Cd est de l'ordre de 2.83 µg/g. Un tel résultat pourrait être dû aux rejets résultant des artisanats. En fait, Wang et *al.* (2006) affirment que les teneurs élevées en cadmium dans les sols et les sédiments ne pourraient être dues qu'aux activités humaines. Ainsi, de telles teneurs en Cd estimées élevées pourrait avoir comme source importante de contamination, des tonnes d'engrais phosphatés riches en Cd.

Nos résultats sont comparables avec ceux obtenus par Mielke (2000) qui rapporte des teneurs cadmiques de 3.2 µg/g en zone urbaine contaminée, avec ceux de Djeddi et Laouar (2001) qui rapportent une valeur élevée en Cd de 3.94 µg/g pour les sédiments de l'Oued Rhumel et son affluent l'Oued Boumerzoug.

5.3.4.2. Chrome

Les teneurs en chrome des sédiments de l'oued Rhumel et de ceux de ses affluents prélevés aux mois de janvier et d'avril dépassent la teneur considérée comme naturelle (30 µg/g ; AEAP, 1990). Par ailleurs, les teneurs en Cr obtenues par Sahli (2002) révélaient le contraire où les concentrations ne dépassent pas 30 µg/g. Les sédiments des deux barrages présentent des teneurs complètement supérieures à la teneur de l'AEAP, dépassant par voie de conséquence le seuil de toxicité (QCr = 1.11), traduisant un effet toxique probable vis-à-vis de la faune macroinvertébrée.

Selon la classification de l'AEAP (1990) avec des teneurs moyennes en chrome de 60 µg/g et 86.18 µg/g pour l'Oued Rhumel, ses affluents et les deux barrages respectivement, les sédiments analysés se classent au niveau N1. La contamination est donc faible, non susceptible à priori de causer des nuisances.

Nos résultats présentent des ressemblances avec ceux de Afri-Mehennaoui (2004) sur des sédiments de l'Oued Rhumel et son affluent Oued Boumerzoug, et ceux des sédiments d'une rivière en Italie, pour lesquels, la fourchette des teneurs en Cr est de 31 µg/g à 69 µg/g (Piacenti et al., 2000). Ils sont également similaires voire même supérieurs à ceux de Koukal (1999) qui a relevé une teneur moyenne de 49.63 µg/g dans les sédiments de la retenue du Rhône à Verbois.

Ainsi, l'ANOVA a révélé un classement des stations en fonction des teneurs moyennes de leurs sédiments en chrome en cinq classes de moyennes (tab.33), où la station (Bge 12) est très fortement chargée en chrome. Ce qui pourrait avoir comme cause le fond de la croûte terrestre. Weng et al. (2003) ajoute, une telle concentration en Cr peut être due aux composantes géochimiques.

D'après Masscheleyn et al. (1992), le chrome peut former des complexes stables avec beaucoup de ligands organiques en solution ou en dispersion colloïdale. En effet, cet élément (Cr), une fois, introduit dans un milieu aquatique peut être éliminé de l'eau suite à une adsorption sur les matières en suspension ou la matière organique.

5.3.4.3. Cuivre

Les teneurs des sédiments en cuivre présentent des variations irrégulières d'une station à l'autre et d'une campagne de prélèvement à l'autre. Pour la campagne 1, le cuivre des sédiments dosés augmente progressivement en amont au niveau des stations (Rh3, Bm4, Rh5, Mt7) puis diminue vers les stations situées en aval du Rhumel et ses affluents (Rh8, Kt9, En10, Db11). Les valeurs extrêmes sont enregistrées au niveau des stations (KR16 et Bm4) avec des teneurs de (45,71 µg/g et 10,29 µg/g) respectivement. L'effet station n'est pas significatif ($p=0.17 > 0.05$).

Pour ce qui est de la teneur en cuivre pendant la campagne 2, il y a aussi des irrégularités s'observant d'une station à une autre. Ainsi, des teneurs assez élevées ont été enregistrées au niveau de la station (Rh5) par rapport aux autres stations de prélèvement. Ceci, pourrait sans aucun doute être dû aux rejets diffus de la ville de Constantine, malgré la collecte des eaux usées qui sont traitées au niveau de la STEP d'Ibn Ziad. Les quatre pics enregistrés suite aux teneurs élevées en cuivre au niveau des stations (Bm4, Rh5, En10 et Bge12) avec des teneurs (42.86 µg/g, 47.14 µg/g, 37.14 µg/g et 42.86 µg/g) respectivement, traduisent une forte accumulation du cuivre attribuée essentiellement au lessivage des terrains ainsi qu'aux rejets urbains au niveau de ces stations. La teneur minimale en Cu enregistrée au niveau des sédiments de la station (Bge2 : 15.7 µg/g) s'expliquerait par un phénomène de dilution provoqué par les eaux de l'oued Rhumel. Une telle observation a été aussi rapportée par Afri-Mehennaoui et *al.* en 2004 sur la même station.

Les teneurs déterminées pour la campagne hivernale dans les sédiments de l'oued Rhumel, de ses affluents ainsi que celles des sédiments des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun sont les plus élevées en amont et en aval. Elles sont liées aux différentes activités industrielles, urbaines et essentiellement aux rejets diffus qui ne sont pas collectés entièrement et qui par voie de conséquence regagnent les oueds. Il en est de même pour les valeurs déterminées pendant la campagne printanière.

Ainsi, d'après des autorités locales de la wilaya de Mila, les agriculteurs utilisent des pesticides à base de cuivre (sulfate de cuivre mélangé avec la chaux ou bouillie bordelaise), afin de lutter contre les invasions fongiques au sein des cultures maraichères, à des doses non recommandées qui gagnent le Rhumel par lessivage. Ce qui pourrait bel et bien justifier la forte teneur en Cu enregistrée au niveau de l'oued Enndja (Wilaya de Mila) (34.14 µg/g) pendant la campagne 2.

Les teneurs en cuivre dans les sédiments en amont et en aval du barrage Hammam Grouz (Bge1 et Bge2) paraissent moins faibles si on les compare avec celles dosées au niveau des sédiments du barrage Beni Haroun, où la station (Bge12) renferme la charge la plus élevée en Cu (campagne 1 et campagne 2) par rapport aux deux autres stations (Bge13 et Bge 14). Un tel résultat

pourrait être attribué au lessivage des terrains traversés en amont du barrage. Pendant le printemps (campagne2), les sédiments des stations (Bm4 et Rh5) nous paraissent les plus chargées en Cu, ce qui montre un enrichissement important en Cu lié aux rejets urbains. Cependant, la station (Bm4) a renfermé la teneur la plus faible en cuivre pendant la campagne1.

La comparaison rapide de nos résultats obtenus par rapport aux valeurs de ‘références’, nous permet de constater que les sédiments des différentes stations de prélèvement renferment des teneurs en cuivre qui sont supérieures à la valeur naturelle (15 µg/g). De ce fait, la contamination par le cuivre est absente ou faible, non susceptible à priori d’entraîner des nuisances (N1) (tab. 44).

Si nous nous référons aux valeurs de références françaises vu que nous ne disposons pas de teneurs de références en Cu pour l’Algérie. Nous comparons nos résultats obtenus avec ceux rapportés par différents auteurs, où les teneurs sont différentes d’un auteur à un autre. Selon Horowitz (1999), la norme de référence de la Seine pour le cuivre est estimée de 20 µg/g. Celle du Canada est de 25 µg/g (Persaud et al., 1993). Cependant, la valeur moyenne mondiale de Cu est de l’ordre de 50 µg/g (Thomas et Meybeck, 1992). Il est à noter que nos valeurs se rapprochent de celle enregistrée au Canada (20 µg/g, Rh8, campagne1).

Si nous confrontons nos résultats aux niveaux proposés par l’autorité de ‘Great lakes water quality, 1982’, qui définissent les sédiments non pollués si la teneur en Cu est inférieure à 25 µg/g, modérément pollués si elle est comprise entre 25 et 50 µg/g et excessivement pollués au delà de 50 µg/g, nous trouvons que les stations (Bge1, Bge2, Rh3, Sm6, Mt7, Rh8, Db11 et Bge14) sont celles où les sédiments ne sont pas pollués. Cependant, les stations (Bm4, Rh5, Kt9, En10, Bge12, Bge13, Kb15 et KR16) sont celles qui sont représentées par des sédiments modérément pollués.

Ainsi, si nous comparons nos résultats avec ceux obtenus par Habechi, Afri-Mehennaoui et al. (2009) sur le même cours d’eau le Rhumel, nous remarquons que la station (Rh3) est assez chargée en Cu (20 µg/g teneur moyenne en Cu) par rapport à celles de Habechi (2009) et d’Afri-Mehennaoui et al. (2004).

5.3.4.4. Plomb

Les teneurs moyennes en plomb (48.27 µg/g et 46 µg/g) pour l’Oued Rhumel, ses affluents et les deux barrages respectivement témoignent d’une situation anormale. En effet, toutes les valeurs sont supérieures à 40 µg/g, à l’exception quelques stations. La concentration la plus élevée en Pb est enregistrée au niveau des sédiments des stations (En10 et Bge 12) pendant la campagne2. Cette teneur pourrait être due aux gaz d’échappement des véhicules (Abdallaoui, 1990).

Ainsi, la station (Bm 4) révèle une teneur en Pb très élevée (60 $\mu\text{g/g}$, campagne 2) par rapport à celle enregistrée durant la campagne 1 (24 $\mu\text{g/g}$). De telle teneur a été enregistrée par Afri et *al.* (2009) sur le même cours d'eau, où ils l'attribuaient aux rejets importants de la ville de Constantine, au nombre d'habitants et aux activités industrielles et agricoles. En effet, selon Oursoin Grumiaux et *al.* (1997), la charge métallique des sédiments, ayant des effets sur la vie aquatique, est liée à la densité de la population et à la densité du tissu industriel. Les sédiments de l'amont du barrage Beni Haroun présentent une teneur en Pb très élevée (campagne 2). Cette teneur pourrait être due au lessivage des terrains traversés. Cependant, la station (Bge 13) a révélé la teneur la plus basse par rapport aux autres stations du barrage Beni Haroun, ce qui montre que le fond du barrage est moins chargé en Pb que les rives.

Une tendance à l'augmentation, de l'amont vers l'aval, des valeurs de la concentration en Pb dans les sédiments de l'Oued Rhumel est observée. Dans le bassin de la Seine, la contamination générale en métaux a été déterminée (Roger, 1988) en fonction de la densité de la population. Dans les bassins à moyenne densité (65 hab/km²), les concentrations en plomb des laisses de crues sont en moyenne de 44.5 $\mu\text{g/g}$. Cependant, dans les bassins à forte densité de population (470 hab/km²), la concentration moyenne en Pb est de 141.1 $\mu\text{g/g}$. Celle des sédiments du Rhumel (40.10 \pm 12.94 $\mu\text{g/g}$) s'inscrit entre ces deux valeurs et est légèrement supérieure à celle enregistrée par Afri et *al.* (2009) sur le même bassin versant. Par analogie, les teneurs moyennes en Pb cités précédemment sont différentes d'un point de prélèvement à un autre.

Pour la rivière Tortue, les teneurs en Pb varient de 55 à 228 $\mu\text{g/g}$ de sédiments secs, concentrations très élevées par rapport à celles du Rhumel, de ses affluents et des deux barrages Hammam Grouz et Beni Haroun. Pour la Haute-Lys (Prygiel et *al.*, 2000), la teneur en Pb est inférieure à 30 $\mu\text{g/g}$, concentration enregistrée à la station (Bm4, campagne 1).

Selon Nakhlé (2003), le plomb se bioconcentre chez les organismes aquatiques avec un facteur de concentration semblable à celui du Cd. Chez les mollusques filtreurs, il se situe, le plus souvent, entre 10⁵ et 10⁶. Sous sa forme inorganique, le Pb exercerait sa toxicité en entrant en compétition avec les métaux essentiels au fonctionnement normal de la cellule.

De plus, d'après Sahli et *al.* (2011), l'Oued Rhumel continue à être le réceptacle de nombreux types de rejets entre autres les déchets des gaz du trafic routier, lesquels sont très riches en matière organique, où le plomb est utilisé comme additif dans les carburants.

Si nous confrontons nos résultats à ceux obtenus par Afri et *al.* (2009) sur le Rhumel, nous constatons que les sédiments de l'oued Rhumel, de ses affluents et des barrages, sont qualifiés comme étant chargés en Pb.

5.3.4.5. Zinc

Les sédiments du Rhumel et de ses affluents contiennent des teneurs assez élevées en Zn, variant de l'amont à l'aval. La station (Kb15) est la station où la teneur la plus élevée en Zn a été enregistrée (campagne 2). Ceci pourrait être attribué aux rejets des artisanats localisés près du cours d'eau, surtout que cet élément se trouve lié le plus souvent au cuivre d'où sa forte corrélation ($r = 0.5974$; $p=0.0001$). Cependant, certaines stations (Kb15, KR16) présentent des teneurs assez élevées et dépassent par voie de conséquence la teneur naturelle ($100\mu\text{g/g}$ selon l'AEAP (Prygiel et al., 2000), pendant les deux campagnes de prélèvement. Une telle observation pourrait être attribuée au lessivage des sols, où la poterie est caractéristique de la région. Les concentrations moyennes en Zn de l'oued Rhumel et ses affluents sont plus élevées que celles enregistrées au niveau des sédiments des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun. A l'exception, les stations (Bge 12 et Bge 14) sont celles où les teneurs en Zn sont très élevées (Campagne 2).

Dans le cadre de notre étude, les ETM ont été dosés dans les sédiments superficiels, or différents auteurs signalent un enrichissement en Zn avec la profondeur (Müller et al., 1994).

Le Zn est considéré comme un élément essentiel aux organismes animaux et végétaux mais un seuil de $120\mu\text{g/g}$ (Mielke et al., 2000) est défini comme susceptible d'induire des effets toxiques modérés sur la faune aquatique (Afri et al., 2009). Selon Thompson (1990), le zinc est un élément essentiel car il est indispensable à la synthèse de nombreuses métallo-protéines, particulièrement les métallo-enzymes.

Les teneurs en Zn des sédiments de rivière rapportées par la littérature sont très variables à l'image de celles citées par Müller et al. (1994), 3 à $18400\mu\text{g/g}$, relatives aux sédiments superficiels ($< 20\mu\text{m}$) de la Carinthia en Autriche révélant une très large fourchette dépassant de loin l'amplitude rencontrée dans le Rhumel ainsi que ses affluents. Les teneurs des sédiments de Cedar et Ortéga en Floride varient également entre 9,75 et $2050\mu\text{g/g}$ (Ouyang et al., 2002). Les teneurs moyennes des sédiments de l'estuaire de la Loire, $158 \pm 40,5\mu\text{g/g}$ (Teil et al., 1996) sont similaires à celles du Rhumel (Afri-Mehennaoui et al., 2009) et légèrement élevées de nos résultats obtenus sur le même cours d'eau le Rhumel, ses affluents et sur les sédiments des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun. Selon Chevreuil et al. (1995), les sédiments de la Seine révèlent une teneur estimée de ($67\mu\text{g/g}$) au niveau de l'amont de Paris. Cependant, de telle teneur a été aussi celle enregistrée en aval du Rhumel au niveau de la station (Rh 8) pendant les deux campagnes de prélèvement.

Horowitz et al. (1999) ; Bervoets et Blust (2003) communiquent des concentrations comprises entre 25 et $750\mu\text{g/g}$ avec une moyenne de $257\mu\text{g/g}$ des sédiments du bassin de la Seine et 510

mg/kg en moyenne à Poses. Les sédiments de la Marne contiennent 224 ± 31 mg/kg alors que les teneurs de la Seine sont de 357 ± 134 mg/kg (Ollivon et al., 2002), teneurs moyennes supérieures à celles du Rhumel dont la roche mère est pourtant de type sédimentaire aussi. Une telle observation a été aussi faite par Afri-Mehennaoui et al. (2009).

Si nous comparons nos résultats obtenus avec ceux de Sahli et al. (2011) ($38 - 641$ $\mu\text{g/g}$) et nous nous référons à (Long et al. 2009) (tab.45), nous trouvons que les sédiments de l'oued Rhumel, de ses affluents et ceux des barrages Hammam Grouz sont considérés comme très pollués en fonction de leurs teneurs en Zn.

Tableau45 : Concentrations en ETM dosés dans le compartiment sédimentaire comparées avec SQG (Long et al.2009) et avec ceux obtenus par Sahli et al. (2011).

<i>Eléments</i>	<i>Non pollué</i>	<i>Modérément pollué</i>	<i>Très pollué</i>	<i>Nos valeurs</i>	<i>Valeurs de Sahli et al.</i>
Cd	-	-	>6	2.1 – 5.3	0.6 – 3.4
Cr	<25	25 – 75	>75	25 – 134	10 – 216
Cu	<25	25 – 50	>50	10 – 47	9 – 446
Pb	<40	40 – 60	>60	24 - 80	11 – 167
Zn	<90	90 – 200	>200	68 - 236	38 - 641

D'une manière générale, nous pouvons considérer les teneurs des sédiments de l'Oued Rhumel, de ses affluents et des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun en ETM dosés comme élevées et pouvant conduire à un état de toxicité via la faune et la flore aquatiques. En effet, les teneurs métalliques enregistrées au niveau du compartiment sédimentaire des différentes stations de prélèvements témoignent d'un état anormal où les teneurs sont supérieures aux teneurs naturelles. Ce qui traduit donc un enrichissement métallique très important permettant un risque de toxicité pour la vie aquatique (faune et flore), tout en affectant le pouvoir reproducteur des espèces vivantes ce qui peut engendrer une diminution de leur diversité et leur durée de vie (Praveena et al, 2008).

Conclusion

Pour conclure ce travail, il convient de rappeler que, l'Oued Rhumel ainsi que ses affluents (Oued Boumerzoug, Smendou, Ktone, Enndja, Kébir, Rafraf, Metlili ...), l'une des ressources en eau les plus importantes dans le Constantinois, constituent un grand réceptacle de tout type de rejets de diverses natures. Ces cours d'eau sont soumis à des pressions démographiques et industrielles très importantes. La mise en service des barrages entre autres Hammam Grouz et Beni Haroun a permis de constituer une réserve d'eau qu'il faut absolument préserver pour l'avenir. L'objectif principal de la présente étude est d'évaluer la qualité physico-chimique des eaux et des sédiments, déterminer le niveau de la pollution organique des eaux du Rhumel, des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun, et déceler le niveau d'une éventuelle contamination métallique des eaux et des sédiments, induite par les activités agricoles et des agglomérations voisines de la zone d'étude.

L'étude écologique du cours d'eau Rhumel et des eaux des deux barrages Hammam Grouz et Beni Haroun a surtout mis en évidence le danger des rejets diffus d'origine domestique et industrielle sur la qualité physico-chimique.

La réalisation des stations d'épuration d'Ibn Ziad et d'Oued Athmania a minimisé légèrement les effets de la pollution. Les eaux usées sont collectées et traitées au niveau des STEP et malgré cela, les rejets diffus sont encore responsables de toute sorte de perturbations des milieux aquatiques. En effet, les résultats obtenus suite à cette recherche, nous ont permis de réaliser une évaluation de la qualité physico-chimique, du niveau de la pollution organique ainsi qu'une évaluation d'une contamination métallique forte présente au niveau du compartiment sédimentaire. Les paramètres analysés, ont révélé des cas de perturbations et d'altérations qui ont été traduites par une nette évolution des paramètres physico-chimiques :

- *une température de l'eau qui est saisonnière ;
- * un pH à tendance alcaline (ne dépasse pas 8.5) ;
- * une CE généralement élevée, traduisant une minéralisation excessive ;
- *une élévation du taux d'oxygène dissous qui reflète un processus d'auto-épuration avancé ;
- *des taux importants du résidu sec et des MES révélant une pollution organique marquée par de fortes charges organiques et minérales ;
- *des éléments minéraux majeurs ; dont les teneurs en cations (Ca^{++} , Mg^{++} , Na^+ et K^+) et en anions (Cl^- , SO_4^-) traduisent une salinité importante ;
- *des paramètres de pollution reflétant un degré important marqué par une augmentation des teneurs en matières oxydables (MO), des DBO_5 et des DCO élevées par rapport aux résultats obtenus par

Mehennaoui-Afri (1998) et par Khaldi et Melghit (2007), ce qui profère aux eaux du Rhumel une qualité médiocre, et une qualité passable des eaux des deux barrages ;

*une élévation des teneurs en phosphates suite au lessivage des sols fertilisés par des engrais phosphatés (cf.chap.2) et des composés azotés (ammonium, nitrites et nitrates) dont les teneurs en ammonium profèrent une qualité médiocre aux eaux analysées ;

*Le dosage des ETM dissous dans l'eau n'a pas rendu compte de la pollution métallique, du fait que les métaux se lient aux particules en suspension et finissent par se déposer dans les sédiments. En fait, l'eau seule ne peut nous renseigner sur le niveau de la contamination métallique à cause de la faible solubilité de ces éléments et de la sédimentation des matières en suspension sur lesquelles est adsorbée la grande partie des ETM introduits dans un écosystème aquatique. Les teneurs en cadmium, cuivre, chrome, plomb et zinc dans les cinq stations du compartiment eau sont donc non détectables.

L'ensemble de ces paramètres révèlent une pollution organique excessive des eaux de l'oued Rhumel ainsi que de celles des deux barrages.

L'analyse physico-chimique des sédiments superficiels des seize stations de prélèvement, a montré que:

*les valeurs du pH des sédiments reflètent une neutralité à une faible alcalinité ;

*la CE généralement élevée vue la nature géologique carbonatée du bassin versant, augmente également suite aux rejets diffus ;

*le taux de CaCO_3 est légèrement élevé au niveau des seize stations, très important surtout au niveau des sédiments de l'aval du barrage Hammam Grouz, lesquels renferment des débris de carapaces et de coquilles où les CaCO_3 constituent un élément essentiel. Nous pouvons dire que notre zone d'étude est riche en CaCO_3 , ce qui implique un bon effet de dilution et donc une probabilité de diminution du degré de toxicité des ETM.

*le dosage des ETM dans les sédiments révèle leur présence. En effet, les sédiments superficiels constituent un véritable piège pour les ETM, d'où un enrichissement métallique des sédiments des cours d'eau et des barrages analysés, particulièrement en Cr, en Cd, en Zn et en Pb. Un tel enrichissement peut avoir comme cause de multiples actions anthropiques entre autres de nombreux rejets industriels, urbains et agricoles. Les concentrations des ETM cités (Cd, Cr, Zn et Pb) sont inquiétantes dans la mesure où elles dépassent les teneurs à effet probable (PEL) et les teneurs estimées naturelles. De ce fait, un risque de toxicité par ces éléments métalliques pourrait se manifester vis-à-vis de la vie aquatique (faune et flore).

En conséquence, la couverture analytique d'un cycle annuel à raison d'un prélèvement par mois pour le compartiment "eau" et de deux prélèvements en deux saisons pour le compartiment "sédiments", nous permet de conclure que:

- La pollution organique des eaux de l'oued Rhumel et des deux barrages Hammam Grouz et Beni Haroun est moins alarmante qu'en 2007, avec un degré important marqué pour les eaux du Rhumel. La collecte actuelle des eaux usées acheminées vers les stations d'épuration a pu minimiser la pollution des eaux de l'oued Rhumel ainsi que celles des deux barrages.
- La contamination métallique des eaux reste non détectable, suite à la sédimentation des ETM dosés.
- La physico-chimie des sédiments des différentes stations de prélèvements est marquée par un pH alcalin, une CE élevée, et un pourcentage important en calcaire total dont la provenance est liée sans doute à la nature géologique du lit du bassin versant Kébir-Rhumel. Quant à la contamination métallique au sein de ce compartiment, des teneurs métalliques importantes ont été enregistrées, et dues essentiellement aux différents types de rejets et aux petites industries et artisanats localisées près des sites de prélèvements.

Dans l'ensemble, notre étude nous a permis d'évaluer la qualité des eaux du Rhumel et des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun où le degré de pollution organique s'est diminué, d'évaluer la physico-chimie des sédiments du Rhumel, de ses affluents et des barrages, et de mettre en évidence la présence effective d'éléments traces métalliques dans les sédiments, où les deux compartiments (eau et sédiments) sont sérieusement perturbés par les divers rejets domestiques, industriels et agricoles malgré la collecte des eaux usées au niveau des STEP.

Aussi, notre étude, en plus de son intérêt immédiat, nous servira de référence pour des études futures. En effet, le traitement des eaux usées de la ville de Constantine, importante agglomération, ainsi que celui des eaux des agglomérations voisines sont essentiels pour mettre en valeur l'effet des STEP. Nous nous posons des questions qui pourraient faire l'objet de thèmes de recherche pour des travaux ultérieurs, permettant une approche analytique susceptible d'accroître la compréhension des phénomènes écotoxicologiques et le traitement des déchets qui peuvent être valorisés :

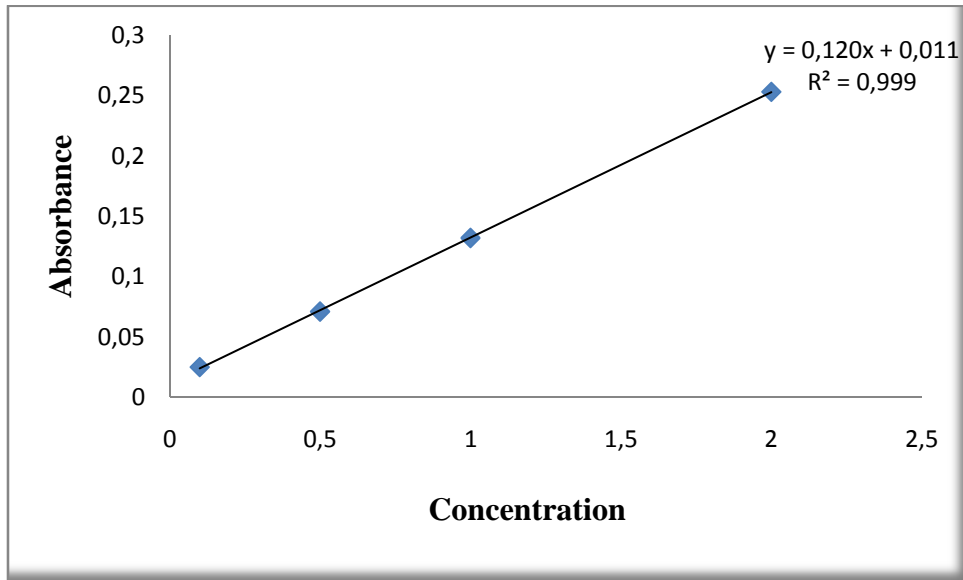
Quelle sera la qualité des eaux des cours d'eau si de nombreuses STEP maîtrisent le volume total des eaux usées ?

Quelle sera la qualité des eaux des deux barrages Hammam Grouz et Beni Haroun vis-à-vis de la contamination métallique par les ETM dosés dans la faune et la flore aquatiques ?

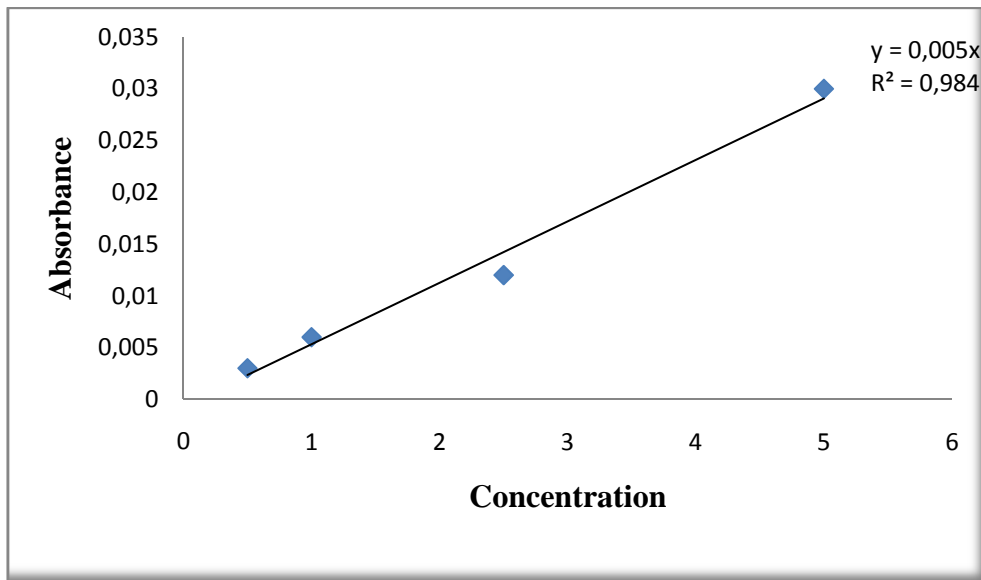
Il devient donc nécessaire d'instaurer un programme de contrôle et de surveillance continu des différentes sources de pollution et de leur effet sur l'environnement, en obligeant les divers industriels existants à se doter de système de traitement de leurs eaux résiduelles, ainsi que le recyclage et la réutilisation des déchets.

Enfin dans le but de compléter cette étude sur la qualité physico-chimique, de la pollution organique et de la contamination métallique des compartiments eau et sédiments de l'oued Rhumel, de ses affluents et des deux barrages Hammam Grouz et Beni Haroun, nous projetons continuer nos travaux de recherche sur les seize stations de prélèvements (Oued Rhumel et ses affluents, ainsi que les deux barrages), où il serait important d'intensifier les analyses physico-chimiques et d'approfondir nos connaissances concernant l'effet des ETM sur la vie aquatique. Il est également intéressant de cerner ces ETM dans des espèces différentes aussi bien de la faune que de la flore aquatiques caractéristiques surtout des barrages. Lesquelles constituent le support qui contrôle la pérennité et la survie des écosystèmes aquatiques. Il est également impératif de poursuivre les investigations dans ce domaine pour pouvoir prendre les mesures adéquates vis-à-vis de la pollution et de la contamination des écosystèmes aquatiques.

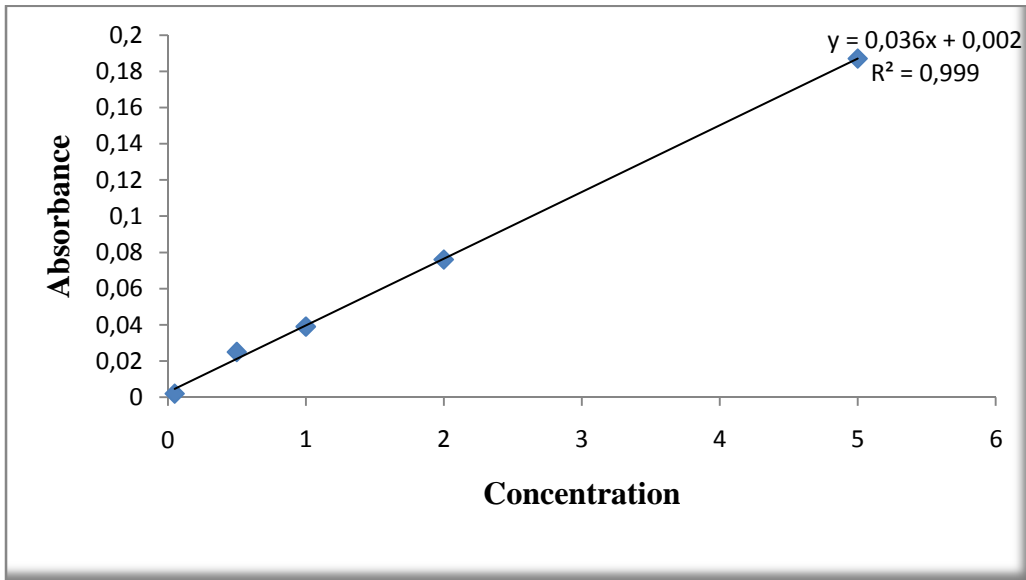
Annexes



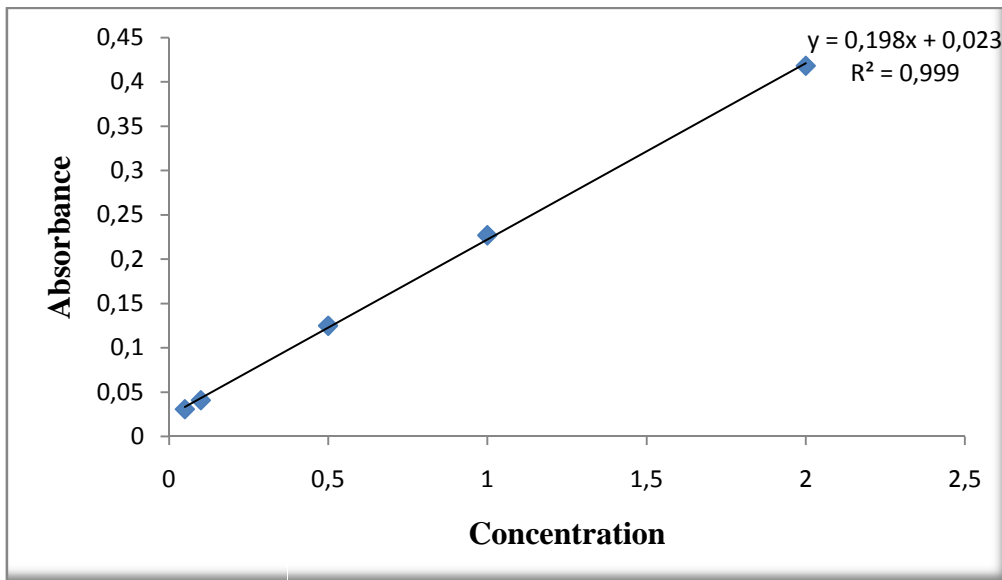
*Courbe d'étalonnage du Cadmium (Cd)
'Echantillon de sédiment'*



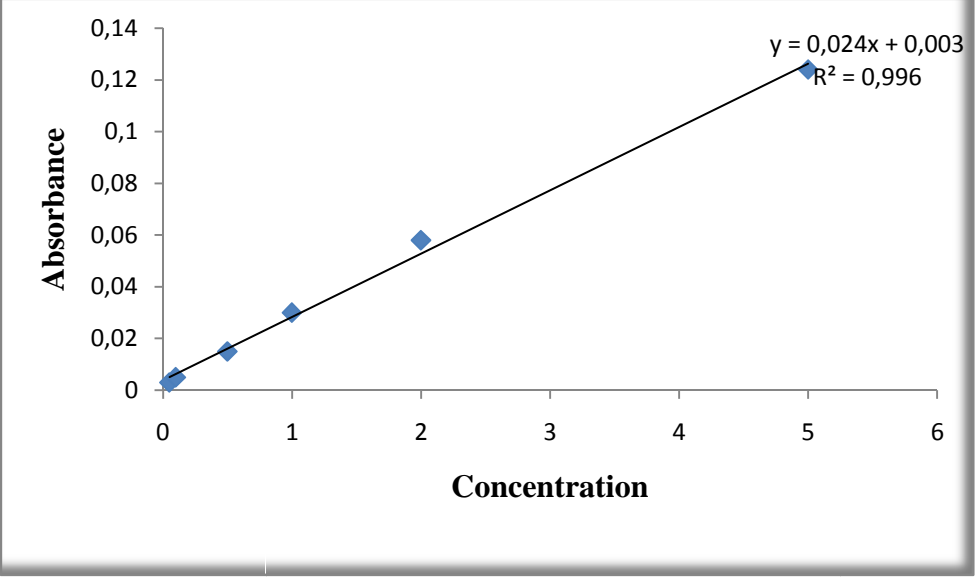
*Courbe d'étalonnage du Plomb (Pb)
(Echantillon de sédiment)*



Courbe d'étalonnage du Cuivre (Cu)
(Echantillon de sédiment)



Courbe d'étalonnage du Zinc (Zn)
(Echantillon de sédiment)



Courbe d'étalonnage du Chrome (Cr)

(Echantillon de sédiment)

Références bibliographiques

- A.E.S.N., 1991.** Mémento statistique. Agence de l'Eau Seine-Normandie, 126 p.
- Abdallaoui A.,1990.** Contribution à l'étude de la pollution des cours d'eau marocains par les métaux lourds : cas de l'oued Boufekrane », Thèse de 3^{ème} cycle, Université Moulay Ismail, Meknès. 258p.
- AEAP, 1990.** Annuaire de la qualité des sédiments du Bassin Artois Picardie (1985-1990). Agence de l'Eau Artois Picardie, France.
- AFNOR, 1953.** Essais des eaux. Mesure électrochimique du pH avec l'électrode de verre. NF-T90-008 (Avril, 1953).
- AFNOR, 1972.** Essais des eaux. Détermination des matières en suspension. NF T 90 – 105, 4 pp.
- AFNOR, 1975.** Essais des eaux. Table de solubilité de l'oxygène dans l'eau. NF T 90-032, 6 pp.
- Afri F. Z., 2006.** Evaluation du niveau de contamination par les métaux lourds de différents compartiments d'un écosystème aquatique (eau, sédiments, faune macroinvertébrée, macrophytes) de l'Oued Rhumel et son affluent l'Oued Boumerzoug en zone urbaine (Constantine). Thèse de doctorat en science. Université Mentouri, Constantine. 267p.
- Afri F.Z et Pauwels J.M, 1983.** Teneurs physico-chimiques et présence de diatomées dans l'oued Rhumel. Mém. de la Sc. d'Hist, Nat, de l'Afrique du Nord ; 13 : 131 – 144, page 3, 4.
- Afri- Mehennaoui F. Z., Sahli L. et Mehennaoui S., 2009.** Evaluation de la contamination par le cadmium, le plomb et le zinc de l'eau, des sédiments de l'oued Rhumel et son affluent le Boumerzoug, et leur transfert vers une plante semi-aquatique : *Rorippa nasturtium-aquaticum* (L.), *Sciences & Technologie C – N°29* juin (2009), 45-55 pp.
- Afri-Mehennaoui F.Z., Sahli L. et Mehennaoui S., 2004.** Assessment of sediments trace metals level contamination and biological quality of the Rhumel river and its principal tributary Boumerzoug river by using multivariate analysis, *Environm.*, **15**, 435-446.
- Agence du bassin hydrographique Constantinois- Seybousse- Mellegue, 2002.** Cahiers de l'A.B.H.- C.S.M. n°5.
- Agence du bassin hydrographique Constantinois- Seybousse- Mellegue, 1999.** Cahiers de l'A.B.H.- C.S.M. n°02.
- Allaway B. et Ayres D. C., 1997.** Chemical principals of environmental pollution. Chapman et Hall Eds., 395 p.

- Angelier E., 2003.** Ecologie des eaux courantes. Ed. Technique et documentation. Lavoisier, Paris. 199 pp.
- Ankley G. T., Di Toro D. M. et al., 1996.** Technical basis and proposal for deriving assessment 6 (6): 945-963.
- Baize, 1997.** Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols de France. Ed. Inra. Versailles, 408p.
- Belaidi et Mecheri H., 2010.** Evaluation du niveau de contamination par les éléments traces métalliques (Cr, Cd et Pb) du compartiment sédimentaire de l'Oued Rhumel (de l'amont de Bellaa jusqu'à l'amont du barrage Beni Haroun). Mémoire d'ingénieur en Ecologie et environnement. Université Mentouri, Constantine. 77p.
- Ben Bouih H., Nassali H., Leblans M. et Srhiri A., 2005.** Contamination par les métaux traces des sédiments du lac Fouarat (Maroc).
- Benlatreche et Benslimen, 2002.** Evaluation du niveau de pollution organique et métallique (Zn, Cu, Ni) dans l'Oued Rhumel et son affluent l'Oued Boumerzoug en zone urbaine (Constantine). Mém. D'ingénieur en Ecologie et environnement. Université Mentouri, Constantine. 101p.
- Bervoets L., Blust R., 2003.** Metal concentrations in water, sediments and gudgeon (Gobiogobio) from a pollution gradient: relationship with fish condition factor. *Environmental pollution*, 126, 9-19
- Bervoets L., Blust R., 2003.** Metal concentrations in water, sediments and gudgeon (Gobiogobio) from a pollution gradient: relationship with fish condition factor. *Environmental pollution*, 126, 9-19.
- Bonnomet V., Coquery M., Le Goff F., Magaud H., Monbet P. et Morin A., 2008.** Analyse critique des méthodologies pour la détermination et l'application de normes de qualité environnementale pour les métaux (Rapport de synthèse). INERIS. 27P.
- Bontoux J., Reboul A., Lesouef M., 1979.** Cycle et bilan de l'azote en rivière. Comptes-rendus des troisièmes journées scientifiques et techniques : *L'eau, La recherche et l'environnement*, Limoges, (10 – 12 Oct.), 185-203.
- Bourg A. C. H. et Lock J. P. C., 1995.** Mobilization of heavy metals as affected by pH and redox conditions. In Biogeochemistry of pollutants in soils and sediments : Risk

- assessment of delayed and non linear responses, Ed. *Salomons W and Stigliani WM*, Berlin. Allemagne. Springer, 247-307 pp.
- Brémond R. et Perrodon C., 1979.** Paramètres de la qualité des eaux. Ministère de l'environnement et cadre de vie. 2ème ed : 259 p.
- Brémond R. et Vuichard R., 1973.** Les paramètres de la qualité de l'eau. Ed. La documentation française. Paris. 173p.
- Cabridenc R., 1980.** La pollution des eaux par les détergents, 43 – 59. *In* : Pesson p.; La pollution des eaux continentales : incidence sur les biocénoses aquatiques. Ed. *Gauthier-Villars*, Paris,345p.
- Chevreuil M., Carru A.M., Chesterikoff A., Boët P., Tales E., Allardi J., 1995.** Contamination of fish from different areas of river Seine (France) by organic (PCB) and pesticides) and metallic (Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb, and Zn) micropollutans, *The Sci. Total Environ.*, 162, 31-42.
- Conference on the Biogeochemistry of trace elements. R. PROST Ed., INRA, CD-Rom, Paris.
- Cossa D., Meybeck M., Idlafkih Z. et Bomble B., 1994.** Etude pilote des apports en contaminants par la Seine. Editions *Ifermer*, Nantes, France. 151 p.
- Cosson R. P., 1987.** Influence des pratiques agricoles sur la contamination des écosystèmes aquatiques par les métaux lourds : approche écotoxicologique. Thèse de doctorat es Sciences naturelles. Université de Paris Sud. Centre d'Orsay. 275p.
- Desbordes A., 2000.** Pollutions des eaux souterraines en Picardie. Mém. Maitrise BG. Fac. Sciences. Amiens. 50 p + annexes.
- Devachelles N., 2002.** Bilan de santé des organismes et des écosystèmes marins. Quels signaux biologiques mesurer ? Ifermer. <http://archimer.ifermer.fr/doc/00000/4195>.
- Djeddi H. et Laouar H., 2001.** Pollution métallique et qualité biologique par les macroinvertébrés de l'Oued Rhumel dans la zone urbaine de Constantine : étude préliminaire. Mém d'ingénieur en Ecologie et environnement. Université Mentouri, Constantine. 106p.
- Dobbs A. J. and Zabel T. F., 1994.** Water quality control. *In Rivers Handbook*. Hydrological and ecological principals. *Edit. P. Calaw and Geffrey E. Petts*, Vol. II, 321-336.
- Duchauffour P., 1977.** Pédologie I. Pédogénèse et classification. Ed. Masson, Paris, 477 p.
- Dussart B., 1992.** Limnologie: étude des eaux continentales. Paris. 638 pp.

- Eckenfelder W. W., 1982.** Gestion des eaux usées urbaines et industrielles. Techniques de documentation. Ed. *Lavoisier*, Paris. 503p.
- El Morhit M., 2009.** Hydrochimie, éléments traces métalliques et incidences écotoxicologiques sur les différentes composantes d'un écosystème estuarien (Bas Lakkos). Thèse de Doctorat en Toxicologie. Université Mohammed V. Agdal, Rabat, Maroc. 260 p.
- Encyclopédie Universalis, 2005.**
- ENSA, 2003.**
- Environnement Canada, 2007.** Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments du Saint Laurent. Ministère de l'environnement du Québec. 33p.
- FAO, 2009.** Projet de développement Hydro-agricole. Environnement Canada. Rapport 16/76. 89p.
- Farah A. S., 1991.** Etude du comportement hydrochimique d'un oued en zone méditerranéenne semi-aride d'Afrique du Nord et de ses causes naturelles et anthropiques : l'Oued Rhumel, Constantinois, Algérie. Thèse de Doctorat en Géologie Appliquée (Hydrogéologie). Université d'Orléans, 217 pp.
- Fassett D. W., 1975.** Cadmium biological effects and occurrence in the environment. *Envir. And ind. Toxicol.*, Maine. 425-435 pp.
- Gaid A. , 1984.** Epuration biologique des eaux usées urbaines, Tome 1. O P U. Alger, 261p.
- Gaujous D., 1995.** La pollution des milieux aquatiques. Aide mémoire. Ed. *Technique et Documentation*. *Lavoisier*, Paris. 220p.
- Grumiaux F., Demuyneck S., Lepretre A., Dhainaut- Courtois N., 1997.** Teneurs métalliques et organiques dans les sédiments et effets sur les communautés benthiques dans deux cours d'eau représentatifs de la région Nord/Pas-de-Calais. *In: Contaminatedsoils. Third International*
- Habechi S., 2009.** Evaluation du niveau de contamination par les ETM (Cu et Mn) des sédiments de l'amont de l'Oued Rhumel (de Bellaa à l'amont de la confluence Rhumel-Boumerzoug). Mém. d'ingénieur en Ecologie et environnement. Université Mentouri, Constantine. 101p.
- Horowitz A. J., Meubeck M., Idlafkih Z. and Biger E., 1999.** Variation in trace element geochemistry in the Seine River Basin based on floodplain deposits and bed sediments. *Hydrol.Process.*, **13**, 1329-1340.
- Hutchinson T.C. et Meema K.M., 1987.** Lead, mercury and arsenic in the environment. SCOPE 31. Chichester, John Wiley and Sons, 360 p.

- INERIS, 2004.** Devenir et comportement des métaux lourds dans l'eau : biodisponibilité et modèles BLMDRC-03-46822-FLg/JL-03.0693.
- INERIS, 2005.** Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques. Chrome etsesdérivés. BLMDRC-05-456720-FFlk/JI- 0548.
- Ingersoll C. G., Mac Donald D. D., Wang N., Crane J. L., Field L. J., Haverland P. S., Kemble N. E., Lindskoog R. A., Severn C. and Smorong D. E., 2001.** Prediction of sediment toxicity using consensus-based freshwater sediment quality guidelines. *Arch. Envi. Cont. Toxicol.*, **41(1)**, 8-21.
- Kabata- Pandias A. and Pandias H., 1992.** Trace elements in soils and plants. Ed. C.R.C. Press. Inc., USA.315p.
- Kadem, D.E.D., 2005.** Evaluation et comportement des métaux lourds (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn et Mn) dans les sols à vocation agricole et à végétation naturelle soumise à une pollution atmosphérique. (El Hadjar – Annaba, Est Algérien). Influence de la végétation sur la dynamique des métaux. Thèse de Doctorat d'état en Ecologie. Univ. Mentouri. Constantine.200p.
- Kemmer F. N., 1984.** Manuel de l'eau. Technique et documentation. Ed. *Lavoisier*, Paris, 930 pp.
- Khaldi F. Z. et Melghit M., 2007.** Qualité physico-chimique, pollution organique et contamination métallique (Fe, Cu, Mn et Zn) de l'Oued Rhumel et des eaux des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun. Mémoire d'ingénieur en Ecologie et environnement. Université Mentouri, Constantine, 102p.
- Khaled A., 1995.** La pollution, un phénomène universel qui s'aggrave et nécessite une lutte soutenue. 10/1995. base.d-p-h.info/fr/fiches/premierdph/fiche-premierdph-2589.html.
- Khamar M., Bouya D. et Ronneau C., 2000.** Pollution métallique et organique des eaux et des sédiments d'un cours d'eau marocain par les rejets liquides urbains. *Water. Qual. Res. J. Canada*. Volume **35 (1)**, 147-161.
- Koukal B., 1999.** Caractérisation des sédiments de la retenue du Rhone à Verbois. Exemple de recherche effectuée au CPSE. *Water Sciences and Technology*, n° 6-7, **37**, 131-139.
- Kribi M., 2005.** Décomposition des matières organiques et stabilisation des métaux lourds dans les sédiments de dragage. Ed. EMAC. Institut national des Sciences Appliquées de Lyon. 223 p.

- L.C.P.E., 1994.** Loi Canadienne sur La Protection de l'Environnement, 1994. Liste des substances d'intérêt prioritaires. Rapport d'évaluation. Le cadmium et ses composés. En 40-215/40F. Ed. *National Printers* (Ottawa) Inc. 52 p.
- Le Goff F. et Bonnomet V., 2004.** Devenir et comportement des métaux lourds dans l'eau : biodisponibilités et modèles BLM. Ministère de l'écologie et développement durable. Paris, 87p.
- Leynaud G. et Verrel J. L., 1980.** Modification du milieu aquatique sous l'influence des pollutions, 1-80 in Pesson P., (La pollution des eaux continentales, incidence sur les biocénoses aquatiques). *Gauthier-Villards*. (Ed.). Paris, 345p.
- Leynaud G., 1976.** Effets des toxiques des pollutions sur la faune piscicole, 135-148. In PESSON, La pollution des eaux continentales ; incidence sur les biocénoses aquatiques. *Gauthier-Villars*. Ed., Paris, 345p.
- Loi Canadiennes pour la Qualité des Sols (cuivre), 1997.** Liste des substances d'intérêt prioritaire. Rapport d'évaluation. Le Cuivre et ses composés. N° de catalogue : En 40-210/41F.
- Loup J. P., 1974.** Les eaux terrestres. Collection dirigée par Jean Pelletier. Masson et Cie. Paris 1974. 8 – 14 pp.
- Martin G., 1979.** Le problème de l'azote dans les eaux. Technique et documentation. Ed. Lavoisier. Paris, 279 p.
- Masson J. P., 1988.** Suivi de la qualité des eaux superficielles : l'expérience française. In : la qualità delle acque superficiali, criteria per una metodologia omogenea di valutazione, atti del convegno interazione. Palazzo dei Congressi. 99-100.
- Mc Bride G. B. et Rutherford J. R., 1983.** Handbook on estimating dissolved oxygen depletion in polluted rivers. *Water and soil misc. Publ.* Wellington, 51: 1–69.
- Mébarki A., 1982.** Le bassin du Kébir-Rhumel (Algérie). Hydrologie de surface et aménagement des ressources en eau. Thèse de doctorat 3^{ème} cycle. Nancy II. 304p.
- Mébarki A., 1984.** Ressources en eau et aménagement en Algérie. Le bassin du Kébir-Rhumel. *O.P.U.* Alger. 302p.
- Mébarki A., 2005.** Hydrologie des bassins de l'Est Algérien : ressources en eau, aménagement et environnement. Thèse d'état. Université Mentouri-Constantine, 306p.

- Mehennaoui- Afri F. Z., 1998.** Contribution à l'étude physico-chimique et biologique de l'Oued Kébir-Rhumel et de ses principaux affluents. Mémoire de magistère en Ecologie. Université Mentouri, Constantine, 238p.
- Meybeck M., 1998.** Surface water quality: Global assessment and perspectives. In: International conference on world water resources at the beginning of the 21st century (UNESCO, Paris, 3-6 june 1998). Ed. *Zebidi-UNESCO*. Paris, 173 – 185.
- Mielke H.W., Gonzales C.R., Smith M.K., Mielke P.W., 2000.**Quantities and associations of lead, zinc, cadmium, manganese, chromium, nickel, vanadium and copper in fresh Mississippi delta alluvium and New Orleans alluvial soils, *Sci. Total. Environ*, 24(2-3), pp. 249-259.
- Miquel G., 2001.** Rapport sur les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé.Paris, 46p.
- Moore J. W., 1991.** Chromium, in Inorganic contaminants of surface water: Resarch and monitoring water quality data. British Colombia, 40p.
- Müller H.W., Schwaighofer B., Kalman W., 1994.** Heavy metal contents in River sediments. *Water, Air, SoilPollut.* **72**, 191-203.
- Nakhlé K. F., 2003.** Le mercure, le cadmium et le plomb dans les eaux littorales libanaises : Apport et suivi au moyen de bioindicateurs quantitatifs (Eponges, bivalves et Gastéropodes). Thèse de doctorat. Interactions toxiques dans les écosystèmes aquatiques. Université Paris 7. 246p.
- Nisbet M et Verneaux J., 1970.** Composantes chimiques des eaux courantes : discussion et proposition de classes en tant que base d'interprétation des analyses. *Ann. De limnologie*. Tome 6, n°2, 161-190.
- Nollet P., 1996.** Problèmes d'environnement. Dires d'experts. Ed. Technique et documentation. Lavoisier, Paris. 288 pp.
- Nriagu J. O., 1980.** Global cadmium in ecological cycle.In 'Cadmium in the environment'.Part I. Ecological cycling.Nriagu J. O. (ed). John willey and Sons. New York, 1-12.
- Nriagu J. O., 1990.** Global metal pollution: Poisoning the biosphere, *Environment*. 32, 7-11, 28-33.
- Ollivon D., Garban B., Blanchard M., Teil M.J., Carru A.M., Chesterikoff C., Chevreuil M.,2002.** Vertical distribution and fate of trace metals and persistent organic pollutants in sediments of the Seine and Marne rivers (France), *Water, Air Soil Pollut.*, 134, 57-79.

- OMS (Organisation Mondiale de la Santé), 1989.** Toxicological evaluation of certain food additives and contaminants. 3^{ème} rapport du comité mixte FAO/OMS d'experts des additifs alimentaires, rapport technique n°776 de l'OMS. Genève (Suisse). 156p.
- Ontario, 2004.** Revue scientifique (en ligne). Coup d'œil sur l'environnement et la santé. In Environnement Canada. <http://www.ontario-canada.envir.fr/santé.Env.htm>.
- Ouyang Y., Higan J., Thompson J., O'toole T., Campbell D., 2002.** Characterisation and spatial distribution of heavy metals in sediment from cedar and Ortega rivers subbasin, Journal of Contaminant Hydrology, 54, 19-35.
- Pekey H., 2006.** Heavy metals pollution assessment in sediments of the Izmit Bay, Turkey. Environ. Monit. Assess., 123 : 219-231pp.
- Perrono P., 1999.** Les micropolluants métalliques et les sols amendés par des boues résiduaires urbaines. <http://www.u-picardie.fr/beauchamp/perrono.htm>.
- Persaud D., Jaagumagi R., Hayton A., 1993.** Guidelines for the protection and management of aquatic sediment quality in Ontario. Ontario Ministry of the Environment and Energy, Queen's Printer for Ontario, Canada, 27 p.
- Praveena S. M., Radojevic M., Abdullah M. H. et Aris A. Z., 2008.** Application of sediment quality guidelines in the assessment of Mangrove surface sediment in Mengkabong Lagoon, Sabah Malaysia. Iran J. Environ. Health. Svi. Eng., VOL. 5, n°1. 35-42pp.
- Prygiel J., Rosso-Darmet A., Lafont M., Lesniak C., Durbec A., Ouddane B., 2000.** Use of oligochaete communities for assessment of ecotoxicological risk in fine sediment of rivers and canals of the Artois- Picardie water basin (France), *Hydrobiologia*, 410, 25-37. Persaud D., Jaagumagi R., Hayton A., 1993. Guidelines for the protection and management of aquatic sediment quality in Ontario. Ontario Ministry of the Environment and Energy, Queen's Printer for Ontario, Canada, 27 p.
- Rainey M. P., Tyler A. N., Gilvear D. J., Bryant R. G. et Mc Donald P., 2003.** Mapping inertial estuarine sediment grain size distributions through airborne remote sensing. Remotesens. Environ., 86 : 480-490pp.
- Ramade F., 1993.** Dictionnaire encyclopédique de l'écologie et des sciences de l'environnement. Ed. *Science Internatinal*. Paris, 822 pp.
- Ramade F., 2002.** Dictionnaire encyclopédique de l'écologie et des sciences de l'environnement. 2^{ème} Ed. *DUNOD*. Paris. 1075 pp.

- Rodier J., 1996.** Analyse de l'eau ; Eaux naturelles, Eaux résiduaires, Eau de mer. Ed. *DUNOD Bordas*, Paris, 7^{ème} édition, 1365 pp.
- Rodier J., Bazin C., Broutin J. P., Champsaur H. et Rodi L., 2005.** L'analyse de l'eau. Eaux naturelles. Eaux résiduaires. Eau de mer. 8^{ème} Ed. *DUNOD*. Paris, 1383 pp.
- Rodolph P., 1990.** Le grand livre de l'eau, la manufacture, Cité des sciences. Paris, 160 – 370.
- Roger B., 1988.** Répartition et localisation des métaux traces dans les sédiments. Application à l'estuaire de La Loire. Rapports des laboratoires, série : Environnement et génie urbain EG-4. Laboratoire central des Ponts et Chaussées, Paris, 260 p.
- Sahli L., 2002.** Evaluation de la contamination par le Cadmium, le Chlore, le Plomb et le Manganèse dans les sédiments, les macroinvertébrés et une plante aquatique (*Roripansturium*) dans l'oued Rhumel et son affluent l'OuedBoumerzoug en zone urbaine. Mémoire de Magistère en Ecologie et Ecotoxicologie, Univ. Mentouri de Constantine. 126p.
- Sahli L., Afri-Mehennaoui F. Z., El-Haddef El-Okki M., Férard J. F. et Mehennaoui S., 2011.** Assessment of sediment quality and pore water ecotoxicity in KebirRhumel basin (NE-Algeria) a combined approach. *Water Science and Tecnology*.**64-8**, 1759-1766.
- SENAT, 2009.** La pollution de la Méditerranée: état et perspectives à l'horizon 2030. Rapport n°652 par Roland Courteau. Sur WWW.Senat.fr/rap/r10-652/html.
- Serpaud B., Al-Shukry R., Casteignau M. et Matjeka G., 1994.** Adsorption des métaux lourds (Cu, Zn, Cd et Pb) par les sédiments superficiels d'un cours d'eau : rôle du pH, de la température et de la composition du sédiment. *Revue des Sciences de l'eau*. N°7, 343-365.
- Teil M.J., Blanchard M., Carru A.M., Chesterikoff A., Chevreuil M., 1996.**Partition of metallic and organochlorinated pollutants and monoortho substituted PCB pattern in the trophic web from different areas of the river Seine, *The Sci. Tot. Environ.*, 181, 111-123.
- Thévénot D., Meybeck M., Chesterikoff A., Chervreuil M. Huang W. W., Estèbe A., Idlafkih Z., Jairy A., Bussy A. L., Garnaud S. et Mouchel J. M., 1998.** Pourquoi tant de métaux ? La Seine en son bassin. (Ed.) Meybeck. Elsvier. 44pp.
- Thevenot D.R., Meybeck M., Lestel L., 2002.**Métaux lourds: des bilans en mutation. Paris, PIREN-Seine, 78 p.
- Thomas R. etMeybeck M., 1992.**The use of particulate material.In *Water Quality Assessments.A guide to use of Biota sediments and water*.In *Environmental Monitoring* (D. Chapman, Ed.). Chapman et Hall LTD., London, 121-170pp.

- Thompson D.R., 1990.** Metal levels in marine vertebrates. In Furness R.W. and Rainbow P.S. (editors), Heavy metals in the marine environment; CRC Press, Boca Raton, FL, pp 143-182.
- Ankley G. T., Di Toro D. M. et al., 1996.** Technical basis and proposal for deriving assessment 6 (6): 945-963.
- Wang X. et Quin Y., 2006.** Spatial distribution of metals in urban topsoils of Xuzhou (China) : controlling factors and environmental implications. *Environ. Geol.*, 49 : 905-914.
- Weng H., Zhang X., Chen X., Wu N., 2003.** The stability of the relative content ratios of Cu, Pb and Zn in soils and sediments. *Environ. Geol.*, 45 : 79-85pp.
- Wetzel R. G., 1983.** Limnology. Ed. *Saunders College Publishing*. 2nd Ed., USA. 767 pp.
- Zeriref N., 2008.** Evaluation du niveau de contamination par les ETM (en particulier le Cr), des effluents détoxiqués du CPG, des eaux traitées de la STEP, du sol de l'aire de stockage, des boues d'épuration et d'hydroxydes, ainsi que des sédiments des oueds SakietRoum et Rhumel, en amont et aval de l'ENMTP d'Ain Smara, Constantine. Mémoire d'Ingéniorat en Ecologie et Environnement. Univ. Mentouri, Constantine, 137p.
- Zuikri K., 2009.** Evaluation du niveau de contamination par les ETM des sédiments des oueds des sous bassins versants « Kébir Amont-Endja » et « Kébir Maritime » : cas du Chrome, Plomb et Zinc. Mémoire d'Ingéniorat en Ecologie et Environnement. Univ. Mentouri. Constantine, 77 p.

Title in English

Quality physico-chemical, organic pollution and heavy metal contamination of compartments Water /Sediments of Rhumel River, and dams Hammam Grouz, Beni Haroun.

Abstract :

This study is part of the context of a multidisciplinary research on terrestrial and aquatic ecosystems. To assess the quality of water of the Rhumel wadi, its tributaries and the water dams Hammam Grouz and Beni Haroun, to the organic pollution and possible metal contamination, we conducted for water and sediment compartments a set of physico-chemical approaches: physical and chemical parameters, major mineral elements, pollution parameters and dosage of five ETM (Cd, Cr, Cu, Pb and Zn). This research involved five sampling points for the water compartment, both located at the two dams Grouz Hammam and Beni Haroun, and three on the Rhumel wadi, collected twelve times during 2009. For the sediment compartment, sixteen sampling points were selected in strategic locations and sampled twice during the month of January 2010 and April 2010. The set of parameters determined showed organic pollution characterized by fair to poor quality water from the wadi Rhumel. Metallic contamination evaluated by SEM is almost negligible dissolved in water but fairly abundant in sediments which could cause high toxicity for aquatic fauna and flora, mainly marked by levels of Cd, Cr, Zn and Pb higher than the estimated natural levels. The waters of dams Hammam Grouz and Beni Haroun are exposed to pollution from various sources (urban, industrial and agricultural ...) despite treatment of wastewater in STEP. Their sediments show a significant metal contamination. A similar situation is observed for the waters of Rhumel wadi and its tributaries, where the degree of pollution is important.

To remedy this problem, it would be important to better exploit the wastewater treatment plants, a wastewater collection and mastered most comprehensive, well while managing industrial and municipal discharges, which undoubtedly constitute a major threat to ecosystems aquatic. The purified water supply Rhumel wadi, its tributaries and therefore the two dams Hammam Grouz and Beni Haroun. They contribute to the reduced risk of organic pollution and heavy metal contamination of water and sediment compartments, and water conservation for serene life (better water management).

Key words: Contamination, Physical Chemistry, Water, Sediment, Trace metals, Pollution.

عنوان الأطروحة بالعربية

نوعية، نسبة التلوث العضوي و المعدني على مستوى مياه و رواسب وادي الرمال، وكذا سدي حمام قروز و حمام بني هارون

ملخص الأطروحة بالعربية

تندرج هذه الدراسة ضمن سياق البحوث متعددة التخصصات حول الأنظمة الايكولوجية الأرضية والمائية. قصد تحديد نوعية مياه احد أهم المجاري المائية التي تصب بالجزائر واد الرمال، روافده وكذا مياه سديحمام قروز و بني هارون، و ذلك لتحقيق الأهداف المسطرة.

فيما يخص المياه خمسة مواقع حددت على أساس تواجد المراكز الملوثة. أما عينات الرواسب فقد تم أخذها من ستة عشر موقعا. خمسة عناصر(الكاديوم، الكروم، النحاس، الرصاص والزنك) أخذت بعين الاعتبار و ذلك بهدف تحديد درجة التلوث المعدني.

انطلاقا من مجموعة من المعايير المحددة تبين الدراسة أن هناك تلوث عضوي يترجمياه ذات نوعية رديئة على مستوى وادي الرمال. في حين مياه السدود فهي ذات نوعية مقبولة. فيما يخص الرواسب فان التحاليل اظهرت نسبا معتبرة علي مستوى معظم المواقع اد أن تلك النسب تتعدى النسب الطبيعية للمعادن محل الدراسة و يمكن إرجاع ذلك إلى احتمال ترسب الفضلات المتنوعة المصادر مسببة بذلك ارتفاعا معتبرا في تراكيز العناصر المعدنية . تتعرض مياه سدي حمام قروز و بني هارون إلى التلوث من مصادر مختلفة (في المناطق الحضرية والصناعية والزراعية ...) على الرغم من معالجة مياه الصرف الصحي. ويلاحظ وجود حالة مماثلة لمياه واد الرمال وكذا روافده، حيث درجة التلوث أكثر.

لعلاج هذه المشكلة، سيكون من المهم استغلال أفضل لمحطات معالجة مياه الصرف، وتجميعها كليا خاصة و أنها تشكل دون شك خطرا كبيرا على الأنظمة الايكولوجية المائية. كما أن واد الرمال يمثل ثروة مائية جد هامة باعتباره منبع للمياه التي تملأ سدي حمام قروز و بني هارون . كل ذلك من اجل حياة صحية للكائن الحي (تسيير امثل للمياه).

كلمات البحث: التلوث، النوعية،المياه، الرواسب،المعادن.

Nom : MELGHIT

Prénom : MERIEM

Date de soutenance

Titre :

Qualité physico-chimique, pollution organique et métallique des compartiments eau/sédiments de l'Oued Rhumel, et des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun.

Nature du Diplôme : Magistère en Ecologie Option : Gestion des déchets

Résumé :

La présente étude s'inscrit dans le contexte d'une recherche pluridisciplinaire sur les écosystèmes terrestres et aquatiques. Afin d'évaluer la qualité des eaux de l'Oued Rhumel, de ses affluents ainsi que celle des eaux des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun, vis-à-vis de la pollution organique et d'une éventuelle contamination métallique, nous avons mené pour les compartiments eau et sédiments un ensemble d'approches physico-chimiques : paramètres physico-chimiques, éléments minéraux majeurs, paramètres de pollution et dosage de cinq ETM (Cd, Cr, Cu, Pb et Zn). Cette recherche a concerné cinq points de prélèvement pour le compartiment eau, deux situés au niveau des deux barrages Hammam Grouz et Beni Haroun, et trois sur l'oued Rhumel, prélevés douze fois durant l'année 2009. Pour le compartiment sédimentaire, seize points de prélèvement ont été sélectionnés en des lieux stratégiques et échantillonnés deux fois au cours des mois de Janvier 2010 et d'Avril 2010. L'ensemble des paramètres déterminés a révélé une pollution organique caractérisée par une qualité passable à mauvaise des eaux de l'oued Rhumel. La contamination métallique évaluée par les ETM dissous est non détectable dans l'eau mais assez abondante dans les sédiments, ce qui pourrait engendrer une toxicité pour la faune et la flore aquatiques, marquée essentiellement par des teneurs en Cd, Cr, Zn et en Pb supérieures aux teneurs estimées naturelles. Les eaux des barrages Hammam Grouz et Beni Haroun sont exposées à des pollutions d'origines diverses (urbaines, industrielles et agricoles...) malgré les traitements des eaux usées dans les STEP, leurs sédiments présentent une contamination métallique importante. Une situation similaire est observée pour les eaux de l'Oued Rhumel ainsi que ses affluents, où le degré de pollution est important.

Pour remédier à ce problème, il serait important de mieux exploiter les stations d'épuration, par une collecte des eaux usées plus maîtrisée et globale, tout en bien gérant les rejets industriels et urbains, qui sans aucun doute constituent un grand danger pour les écosystèmes aquatiques. Les eaux épurées alimentent l'Oued Rhumel, ses affluents et par conséquent les deux barrages Hammam Grouz et Beni Haroun. Elles contribueraient à la diminution des risques de pollution organique et de contamination métallique des deux compartiments eau et sédiments, et à la préservation de l'eau pour vie sereine (meilleure gestion de l'eau).

Mots clés : Contamination, Qualité, Physico-chimie, Eau, Sédiments, ETM, Pollution.

Laboratoire :

Laboratoire de Biologie et Environnement

Jury :

Présidente :	Mme. Khalfallah Nadra.	Professeur	Université Mentouri de Constantine.
Rapporteur :	Mme. Afri-Mehennaoui F. Zohra.	M.C.	Université Mentouri de Constantine.
Examineurs :	Mme. Rached-Mosbah Oualida.	Professeur	Université Mentouri de Constantine.
	Mr. Mébarki Azzedine.	Professeur	Université Mentouri de Constantine.