

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 de Biologie Végétale et Ecologie

N° d'ordre :
Série :

THESE

Présentée pour l'obtention du diplôme de Doctorat en Sciences

Option : Pollution et Ecotoxicologie

Par : Leila SAHLI

Thème

**Etude du comportement de quelques espèces
floristiques et faunistiques des écosystèmes
aquatiques vis-à-vis des éléments traces métalliques
par des bioessais**

Présenté devant le jury :

Présidente :

Mme. Nadra Khelfellah

Professeur, Université Mentouri - Constantine

Rapporteur :

Mr. Smail Mehennaoui

Professeur, Université Hadj Lakhdar - Batna

Examineurs :

Mme. Oualida Rached-Mosbah

Professeur, Université Mentouri - Constantine

Mr. Boudjemaa Samraoui

Professeur, Université du 8 mai 1945 - Guelma

Mr. Jean François Féraud

Professeur, Université Paul Verlaine - Metz (France)

Mr. Mourad Bensouilah

Professeur, Université Baji Mokhtar - Annaba

A tous ceux qui me sont chers

"Il ne faut pas penser à l'objectif à atteindre, il faut seulement penser à avancer. C'est ainsi, à force d'avancer, qu'on atteint ou qu'on double ses objectifs sans même sans apercevoir".

B. Werber, La Révolution des Fourmis.

Remerciements

Au terme de ce travail, je tiens à remercier tous ceux qui m'ont prodigué aide, soutien, conseils et amitiés. Cette thèse est à la fois le fruit de mon travail et de la participation directe et indirecte d'un bon nombre de personnes. Je leur adresse ici toute ma sympathie et mes sincères remerciements.

Je tiens à adresser également quelques remerciements personnels.

J'aimerais remercier tout particulièrement mon directeur de thèse professeur Mehennaoui Smail qui n'a pas hésité à me faire confiance pour se lancer dans cette aventure sur le bassin versant Kebir Rhumel....C'était une belle aventure ! Qu'il trouve ici la preuve de toute ma reconnaissance et mes remerciements pour sa grande disponibilité et pour le temps qu'il a consacré à la critique de mes résultats en me faisant bénéficier de sa grande expérience. Cette thèse ne serait pas ce qu'elle est sans son soutien et son enthousiasme. Merci aussi de m'avoir laissé une grande liberté de choix et de pensées.

Mes sincères remerciements vont également aux membres du jury de thèse qui ont consacré une part importante de leurs temps à la lecture et à l'évaluation de ce travail. Je suis très honorée que le professeur Nadhra Khalfellah ait accepté de présider le jury, que les professeurs Oualida Rached-Mosbah, Boudjemaa Samraoui, Jean-François Férard et Mourad Bensouilah aient accepté d'examiner ce travail.

Je tiens à remercier également tous les organismes financeurs de cette thèse *via* les formations de longues et/ou courtes durées.

La première partie de cette thèse n'aurait pu voir le jour sans le Laboratoire de Biologie et Environnement (LBE) de l'université Mentouri de Constantine et le Laboratoire de l'Environnement, Santé et Production Animales (LESPA) de l'université de Batna. Je tiens à souligner l'ensemble des moyens considérables, les facilités et la confiance qui m'ont été accordés avec un accès sans réserve aux matériels et aux produits. Pour cela, je suis très

reconnaissante aux professeurs Oualida Rached-Mosbah (directrice du LBE) et Smail Mehennaoui (directeur du LESPA).

Je suis également très touchée par l'accueil et les facilités accordées lors de la réalisation des tests d'écotoxicité au Laboratoire des Interactions Ecotoxicologie, Biodiversité, Ecosystème (LIEBE) de l'université de Metz. Merci aux professeurs Paule Vasseur et Jean-François Férard pour m'avoir toujours bien accueillie lors de mes nombreux séjours.

L'élargissement de la zone d'étude m'a permis de prendre conscience de la difficulté d'obtenir des données pour les zones éloignées. Il s'agit nécessairement d'un travail d'équipe qui n'aurait pas été faisable sans la collaboration d'autres personnes. Je tiens à remercier en priorité : Mohamed Sahli, Naoufel Sahli, Mohamed El Hadeff El Okki, Radia Azzoug et Fayçal Kerboua sans qui les campagnes de prélèvements sur terrain auraient été laborieuses. Merci pour toutes les heures passées sur les routes et au bord des oueds. Je vous serais toujours reconnaissante.

J'adresse mes plus sincères remerciements à Mme Fatima Zohra Afri-Mehennaoui du LBE de l'université Mentouri-Constantine pour m'avoir fait bénéficier de son expérience dans le domaine des eaux.

Je tiens également à adresser mes remerciements à Mr Christian Blaise du Saint Lawrence Center, Environment Canada, pour son aide.

Merci également aux membres permanents du LIEBE qui m'ont initiée aux Bioessais : Anne-Marie Veber et Chantale Fouque. Merci pour vos qualités tant professionnelles qu'humaines.

Mon quotidien n'aurait été pas aussi agréable au LIEBE-Metz sans la présence de gens fort aimables et conviviaux comme Paule Vasseur, Mireille Ollivier, Philippe Wagner et Karen Burga. Merci pour vos qualités humaines.

Une pensée et un grand merci pour tous mes amis et amies qui m'ont soutenue moralement pendant de longues années, votre soutien a été une aide précieuse.

Enfin, un merci particulier à ma famille, mes parents, mes sœurs et frères pour le soutien inconditionnel qu'ils ont manifesté durant toutes ces années, merci de m'avoir supportée. Aussi, je vous dédie ce manuscrit.

Je transmets ici également toute mon énergie à mes amis (es) et/ou collègues du LBE et de la Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie, bonne chance et surtout bon courage pour la dernière ligne droite...

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

Préambule

Cette étude s'inscrit dans le cadre des recherches en cours dans les laboratoires de Biologie et Environnement (LBE) de l'université Mentouri-Constantine, et le Laboratoire des Interactions Ecotoxicologie, Biodiversité, Ecosystèmes (LIEBE) de l'université Paul Verlaine-Metz (France). Le LBE s'intéresse depuis plusieurs années à la qualité physico-chimique et écologique des écosystèmes terrestres et aquatiques du bassin versant Kebir Rhumel. Plusieurs études ont été menées dans ce sens notamment celles relatives à l'évaluation du niveau de contamination par les éléments traces métalliques des eaux, des sédiments et des sols des bordures de l'oued Rhumel et son affluent l'oued Boumerzoug en zone urbaine.

Dans le prolongement de ces travaux et en termes d'objectifs, cette thèse se propose de compléter ces études en s'appuyant sur une approche mixte associant une caractérisation physico-chimique basée essentiellement sur l'évaluation de la contamination métallique des sédiments, et l'autre écotoxicologique reposant sur une batterie de tests d'écotoxicité aiguë et chronique. *Via* ce préambule, nous attirons l'attention du lecteur que le titre, le plus adéquat au contenu de la thèse serait:

"Evaluation de la contamination métallique des sédiments et de l'écotoxicité de l'eau interstitielle des sédiments : cas du bassin versant Kebir Rhumel"

au lieu de : **"Etude du comportement de quelques espèces floristiques et faunistiques des écosystèmes aquatiques vis-à-vis des éléments traces métalliques par des Bioessais"**, qui n'est qu'un titre administratif.

ملخص :

أدى لنمو الديمغرافي الكبير؛ التوسع المتواصل للتجمعات السكانية و تضاعف الأنشطة الصناعية إلى تفهقر الأنظمة البيئية لوديان حوض كبير رمال وتحويلها إلى مجاري مفتوحة للصرف الصحي تستقبل مجموعة كبيرة من الملوثات منها المعادن الثقيلة؛ التي تكون إما ذائبة في الماء أو في الماء المسامي للرواسب أو مثبتة على جزيئات الرواسب أو على الجزيئات السابحة (المعلقات). تحت هذا للإطار يندرج هذا العمل، حيث تمت في المرحلة الأولى دراسة الخصائص الفيزيوكيميائية و درجة تلوث مياه بعض وديان حوض كبير رمال بالمعادن الثقيلة. للوصول لهذه الأهداف قمنا بأخذ عينات الماء و الرواسب على 4 أوقات في 37 نقطة موزعة على 13 مجرى مائي (الرمال، النجا، الكبير، سقان، الملاح، الكلاب، البارنة، يومرزوق، الحمميم، سمندو، لكتون، بوصالح، بو الصياحة). في المرحلة الثانية؛ أجريت سلسلة من الاختبارات الفيزيوكيميائية للمياه و الرواسب و مجموعة من اختبارات السمية على ماء مسامي الرواسب. ركزت الدراسة على المعادن التالية: الكاديوم، الكروم ، النحاس، النيكل ، الرصاص، الزنك، الكوبالت و المنغنيز. أما اختبارات السمية المنجزة فهي: اختبار السمية الحادة خلال 24-48 ساعة على براغيث الماء *Daphnia magna* ، اختبار السمية الحادة خلال 15-30 دقيقة على البكتيريا *Aliivibrio fischeri* و اختبار السمية الحادة المزمدة خلال 72 ساعة على الطحلب *Pseudokirchneriella subcapitata* .

بينت النتائج الزمكانية أن ترتيب تراكيز المعادن الثقيلة في الرواسب كان كالآتي: المنغنيز < الزنك < الرصاص < الكروم < النحاس < النيكل < الكوبالت < الكاديوم. حيث كان تركيز الكاديوم 0.56-3.4 $\mu\text{g}/\text{g}$ ، الكروم 10-210 $\mu\text{g}/\text{g}$ ، النحاس 9.6-446 $\mu\text{g}/\text{g}$ ، كوبالت 105-576 $\mu\text{g}/\text{g}$ ، المنغنيز 105-576 $\mu\text{g}/\text{g}$ ، النيكل 10-46 $\mu\text{g}/\text{g}$ ، الرصاص 11-167.5 $\mu\text{g}/\text{g}$ ، الزنك 38-641 $\mu\text{g}/\text{g}$. أما مؤشر التراكم الجيولوجي؛ معامل التلوث و درجة تلوث فقد بينت أن هناك تلوث بمجموعة من المعادن خاصة الكاديوم ، النحاس و الرصاص. وأظهرت معايير السمية أن الكاديوم؛ الكروم؛ النحاس؛ الرصاص و الزنك هي المعادن التي لها تأثير عرضي و/أو متكرر على الفونة القاعية.

بينت اختبارات سمية الماء المسامي للرواسب التي أجريت على المجموعات التصنيفية الثلاث أن الطحلب *Pseudokirchneriella subcapitata* هو الكائن الأكثر تضررا بالتعرض للماء المسامي حيث كان معدل تثبيط النمو كبيرا. أما *Daphnia magna* و *Aliivibrio fischeri* فلم تظهر اي رنة فعل في كل العينات.

الكلمات الدالة : الماء، الرواسب، الماء المسامي، المعادن الثقيلة، *Daphnia* ، *Aliivibrio fischeri* ، *Pseudokirchneriella subcapitata* ، *magna*

Résumé

Les oueds du bassin Kébir Rhumel au Nord-Est Algérien constituent de véritables égouts à ciel ouvert. La dégradation de la qualité de ces écosystèmes est souvent associée à la forte poussée démographique, la croissance rapide des agglomérations et la multiplication des activités industrielles, qui engendrent une grande variété de produits chimiques tels que les éléments traces métalliques (ETM) dans les cours d'eau avoisinants. Transférés dans ces écosystèmes, les ETM se retrouvent soit sous la forme dissoute dans l'eau et l'eau interstitielle des sédiments, soit plus fréquemment fixés sur les particules des sédiments et/ou en suspension.

Dans ce contexte, cette étude a porté sur l'évaluation de la qualité physico-chimique, du niveau de contamination par les ETM et de la qualité écotoxicologique de quelques oueds du bassin versant Kebir Rhumel. Afin d'appréhender les objectifs visés, ce travail s'est appuyé sur une approche mixte associant le terrain, avec 4 campagnes de prélèvements d'eau et de sédiments sur 37 points réparties sur 13 cours d'eau (Rhumel, Endja, El Kebir, Seguen, El Melah, El Kleb, El Berda, Boumerzoug, Hamimime, Smendou, El Ktone, Bou Selah et Bou Siaba), et l'expérimentation par caractérisation physico-chimique de l'eau et des sédiments et écotoxicologique de l'eau interstitielle des sédiments. Nos investigations relatives à l'évaluation du niveau de contamination par les ETM ont porté sur : le cadmium (Cd), le chrome (Cr), le cuivre (Cu), le nickel (Ni), le plomb (Pb) et le zinc (Zn) ainsi que le cobalt (Co) et le manganèse (Mn). L'évaluation écotoxicologique repose sur une batterie de tests (test d'écotoxicité aiguë-24/48h sur *Daphnia magna*, test d'écotoxicité aiguë-15/30mn sur *Aliivibrio fischeri* et test d'écotoxicité chronique-72h sur *Pseudokirchneriella subcapitata*).

Les données spatio-temporelles des teneurs pseudo-totales en ETM des sédiments enregistrent l'ordre d'abondance suivant : $Mn > Zn > Pb > Cr > Cu > Ni > Co > Cd$. Les concentrations sont de l'ordre de : 0.56-3.4 µg/g pour le Cd, 10-216 µg/g pour le Cr, 9.6-446 µg/g pour le Cu, 3-20 g/g pour le Co, 105-576 µg/g pour le Mn, 10-46 µg/g pour le Ni, 11-167.5 µg/g pour le Pb, 38-641 µg/g pour le Zn. L'indice de géoaccumulation "*Igeo*", le facteur de contamination "*FC*" et le degré de contamination "*Dc*" révèlent des contaminations polymétalliques dominées par deux ou plusieurs éléments ; Cd, Cu et Pb étant les plus préoccupants. Le *SEQ-eau* montre que la classe de qualité moyenne est prédominante pour le cadmium, le cuivre, le plomb, et le zinc. Les critères de toxicité (TEC : Threshold Effect Concentration/PEC : Probable Effect Concentration) montrent que Cd, Cr, Cu, Pb, Zn sont les éléments concernés par les effets fréquents et/ou occasionnels sur la faune benthique.

L'évaluation de l'écotoxicité de l'eau interstitielle vis-à-vis des trois organismes testés montre que l'algue *Pseudokirchneriella subcapitata* est l'organisme le plus sensible à l'exposition de l'eau interstitielle. Le paramètre de l'inhibition de croissance est plus réactif aux contaminants présents. *Daphnia magna* et *Aliivibrio fischeri* n'ont pas établi de discrimination parmi tous les échantillons analysés.

Mots clés : Eau, Sédiment, Eau interstitielle, Eléments Traces Métalliques, *Daphnia magna*, *Aliivibrio fischeri*, *Pseudokirchneriella subcapitata*, bassin versant Kebir Rhumel.

Abstract :

Wadis of Kebir Rhumel basin in the Northeast of Algeria are true open sewers. The deteriorating quality of these ecosystems is often associated with high population growth, rapid urban growth and industrial activities proliferation, which generate a large variety of chemicals such as trace metals in nearby wadis. Transferred into these ecosystems, trace metals can be either in the dissolved form in water and pore water of sediment, either most frequently combined with sediment particles.

The aim of this study is to use different approaches to assess the current pollution status in wadis of Kebir Rhumel basin. First, trace metal (Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Mn, Zn) concentrations were measured by flame atomic absorption spectroscopy in sediments sampled from 37 sites along permanent Wadis of Kebir Rhumel basin (Rhumel, Endja, El Kebir, Seguen, El Melah, El Kleb, El Berda, Boumerzoug, Hamimime, Smendou, El Ktone, Bou Selah and Bou Siaba). Then, sediment quality was assessed on the basis of contamination assessment indexes such as: Geoaccumulation Index (Igeo), Contamination factor (C_f), Contamination degree (C_d), Sediment Pollution Index (SPI) and SEQs guidelines (Consensus Sediment Quality Guidelines). In addition, several toxicity tests (*Daphnia magna* mobility inhibition acute test-48 h, *Aliivibrio fischeri* luminescence inhibition acute test-15/30 mn and *Pseudokirchneriella subcapitata* growth inhibition chronic test-72 h) were conducted to assess sediment pore water ecotoxicity.

Trace metal pseudo total concentrations in sediments followed a decreasing order: Mn > Zn > Pb > Cr > Cu > Ni > Co > Cd. Extreme values are as follows: 0.56 - 3.4 µg/g for Cd, 10 - 216 µg/g for Cr, 9 - 446 µg/g for Cu, 3 - 20 µg/g for Co, 105 - 576 µg/g for Mn, 10 - 46 µg/g for Ni, 11 - 167.5 µg/g for Pb, and 38 - 641 µg/g dry weights for Zn. Indexes used indicate varying degree of sediment quality: Igeo, C_f , C_d and SPI reveal a polymetallic contamination dominated by two or more elements where Cd, Cu and Pb are of greatest concern. SEQs guidelines showed that biological effects on fauna would likely be observed occasionally and/or frequently for Cd, Cr, Cu, Pb and Zn. Test organisms exposed to sediment pore water showed that the algal *P. subcapitata* test was more sensitive than the *D. magna* and *A. fischeri* tests. Hence, algal growth inhibition proved to be the most sensitive response to contaminants present in pore water but a significant relationship with trace metal contents was not demonstrated.

Keywords: water, sediment, pore water, trace metal, *Daphnia magna*, *Aliivibrio fischeri*, *Pseudokirchneriella subcapitata*, Kebir Rhumel basin

Liste des abréviations

A : Argile
BEEP : Barème d'Effets Ecotoxiques Potentiels
CaCO₃ : Carbonates
Cd : Cadmium
CE : Conductivité électrique
CE50 : Concentration efficace qui affecte 50% de la population
CI 50 : Concentration qui inhibe 50% de la population
CL50 : Concentration létale causant la mort de 50 % d'une population
Co : Cobalt
Cr : Chrome
Cu : Cuivre
Dc : Degré de Contamination
EI: Eau Interstitielle
EPA : Environmental Protection Agency
ERL: Effect Range Low
ERM : Effect Range Medium
ETM : Eléments Traces Métalliques
FC : Facteur de Contamination
IE : Intensité de l'Effet
Igeo : Indice de Géoaccumulation
IPS : Indice de Pollution Sédimentaire
ISO : Organisation Internationale de Normalisation
DIQ : Distance Interquartile
GVF : Gamme des Valeurs Fréquentes
LOEC : Lowest Observed Effect Concentration
LT : Limon Total
MES : Matières en Suspension
Mn : Manganèse
MO : Matière Organique
Ni : Nickel
NOEC : No Observed Effect Concentration
Pb : Plomb
PEC : Probable Effect Concentration
PF : Perte au feu
pH : Potentiel Hydrogène
SB : Sous Bassin
SEQ : Système d'Evaluation de la Qualité des Eaux des cours d'eau
ST: Sable Total
TEC : Threshold Effect Concentration
UT : Unité Toxique
Zn : Zinc

Liste des Tableaux

Tableau 1 : Contenu des roches en éléments traces métalliques (ppm), (Kabata-Pendias et Pendias, 1992).....	12bis
Tableau 2 : Gamme de variations des teneurs naturelles en ETM des eaux, MES et sédiments d'eau douce dans le monde.....	12bis
Tableau 3 : Principales sources d'ETM dans les écosystèmes aquatiques (Synthèse d'après : Förstner, 1987 ; Michel, 1993, INERIS, 2004).....	13bis
Tableau 4 : Eléments traces métalliques indispensables et toxiques aux organismes vivants (Synthèse d'après ADEME, 1995 ; Juste et al. 1995).....	23bis
Tableau 5 : Données d'écotoxicité chronique pour des organismes d'eau douce.....	24bis
Tableau 6 : Températures mensuelles et annuelles en (mm) pendant 10 années hydrologiques (Station Ain El Bey-Constantine).....	28bis
Tableau 7 : Précipitations mensuelles et annuelles en (mm) pendant 10 années hydrologiques (Station Ain El Bey-Constantine).....	28bis
Tableau 8 : Récapitulatif des principales industries du bassin versant Kebir Rhumel (ABH, 2004).....	29bis
Tableau 9 : Résultats d'analyse des ETM du sédiment référence (LKSD-1).....	40bis
Tableau 10 : Données statistiques des paramètres physico-chimiques de l'eau.....	58bis
Tableau 11 : Les classes de qualité du SEQ-Eau (Agence de l'eau, 1999).....	62bis
Tableau (11a) : Aptitude à la biologie en fonction de la température (SEQ-Eau, 1999).....	62bis
Tableau (11b) : Aptitude à la biologie en fonction du pH (SEQ-Eau, 1999).....	62bis
Tableau (11c) : Aptitude à la biologie en fonction de CE (SEQ-Eau, 1999).....	62bis
Tableau (11d) : Aptitude à la biologie en fonction des MES (SEQ-Eau, 1999).....	62bis
Tableau 12 : Bilan de la qualité des eaux des 37 sites du bassin versant Kebir Rhumel.....	63bis
Tableau 13 : Données statistiques de la physico-chimie des sédiments.....	65bis
Tableau 14 : Répartition granulométrique des fractions fine (<50/63µm) et grossière (>50/63µm) dans les six sous bassins.....	73bis
Tableau 15 : Données statistiques des Teneurs en ETM des sédiments (µg/g).....	75bis
Tableau 16 : Concentrations théoriques en ETM de différents assemblages minéralogiques (Meybeck et al. 2003, Thévenot et al. 2002).....	76bis
Tableau 17 : Synthèse des backgrounds et teneurs en ETM dans les sédiments des cours d'eau pollués et/ou non pollués dans le monde.....	76bis
Tableau 18 : Test de Newman-Keuls pour la variabilité spatiale des teneurs en cadmium (effet station).....	78bis
Tableau 19 : Test de Newman-Keuls pour la variabilité spatiale des teneurs en cadmium (effet sous bassin).....	79bis
Tableau 20 : Test de Newman-Keuls pour la variabilité temporelle des teneurs en cadmium (effet saison).....	67bis
Tableau 21 : Test de Newman-Keuls pour la variabilité spatiale des teneurs en plomb (effet station).....	81bis
Tableau 22 : Test de Newman-Keuls pour la variabilité temporelle des teneurs en plomb (effet saison).....	82bis

Tableau 23 : Test de Newman-Keuls pour la variabilité spatiale des teneurs en cuivre (effet station).....	84bis
Tableau 24 : Test de Newman-Keuls pour la variabilité spatiale des teneurs en zinc (effet station).....	86bis
Tableau 25 : Test de Newman-Keuls pour la variabilité spatiale des teneurs en chrome (effet station).....	88bis
Tableau 26 : Test de Newman-Keuls pour la variabilité spatiale des teneurs en cobalt (effet sous bassin).....	90bis
Tableau 27 : Test de Newman-Keuls pour la variabilité temporelle des teneurs en cobalt (effet saison).....	90bis
Tableau 28 : Test de Newman pour la variabilité spatiale des teneurs en nickel (effet sous bassin).....	91bis
Tableau 29 : Test de Newman-Keuls pour la variabilité temporelle des teneurs en nickel (effet saison).....	92bis
Tableau 30 : Test de Newman-Keuls pour la variabilité spatiale des teneurs en manganèse (effet station).....	93bis
Tableau 31 : Test de Newman-Keuls pour la variabilité spatiale des teneurs en manganèse (effet sous bassin).....	93bis
Tableau 32 : Classes définies pour l'indice de géoaccumulation (Müller, 1981 ; Ruiz, 2001).....	95bis
Tableau 33 : Intervalles des <i>Igeo</i> des les sédiments du bassin versant Kebir Rhumel.....	95bis
Tableau 34 : Pourcentage des <i>Igeo</i> des sédiments du bassin versant Kebir Rhumel en fonction des classes <i>Igeo</i>	95bis
Tableau 35 : Classes du facteur de contamination (Hakanson, 1980 ; Förstner et al. 1981 ; Carballeira et al. 1997).....	98bis
Tableau 36 : Intervalles des FC des les sédiments du bassin versant Kebir Rhumel.....	98bis
Tableau 37 : Pourcentage des FC des sédiments du bassin versant Kebir Rhumel en fonction des classes du FC.....	98bis
Tableau 38 : Classes de degrés de contamination.....	100bis
Tableau 39 : Degrés de contamination des sédiments pour les six sous bassins.....	100bis
Tableau 40 : Classes de l'Indice de Pollution Sédimentaire (Singh et al. 2002).....	102bis
Tableau 41 : Classes de qualité des sédiments selon les critères de la SEQ-Eau.....	102bis
Tableau 42 : Teneurs médianes en ETM comparées au TEC et PEC-CBSQG et pourcentage d'effets biologiques (MacDonald and al. 2000).....	105bis
Tableau 43 : Matrice de corrélations entre paramètres physicochimiques du milieu et les ETM des sédiments des 4 campagnes.....	109bis
Tableau 44 : Matrice de corrélations entre paramètres physicochimiques du milieu et les ETM des sédiments en fonction des saisons (a : hiver, b : printemps, c : été, d : automne).....	110bis
Tableau 45 : Equation de régressions linéaires multiples pour les charges en ETM des sédiments en fonction de la physico-chimie du milieu.....	113bis
Tableau 46 : Matrice de corrélations entre les ETM des sédiments des 4 campagnes.....	114bis
Tableau 47 : Matrice de corrélations entre les ETM des sédiments en fonction des saisons (a : hiver, b : printemps, c : été, d : automne).....	114bis
Tableau 48 : Equation de régressions linéaires multiples pour les charges en ETM des sédiments.....	115bis
Tableau 49 : Test de Newman-Keuls pour l'effet de l'apport en EI chez <i>D. magna</i>	116bis

Tableau 50 : CE20 et CE50 issues des courbes concentration-réponses pour <i>D. magna</i> après 24h et 48h d'exposition.....	116bis
Tableau 51 : Test de Newman-Keuls pour l'effet de l'apport en EI chez <i>P. subcapitata</i>	118bis
Tableau 52 : CI20 et CI50 issues des courbes concentrations-réponses pour <i>P. subcapitata</i> après 72h d'exposition.....	118bis
Tableau 53 : Résultats des tests d'écotoxicité aiguë et chronique exprimés en unités toxiques et calcul du BEEP 20% et 50% d'effets.....	121bis
Tableau 54 : Teneurs des sédiments en ETM comparés aux critères de qualité pour la protection de la vie aquatique.....	122bis

Liste des Figures

Figure 1 : Distribution des composés en fonction de leur taille (Buffle, 1988).....	7bis
Figure 2 : Schéma conceptuel des principales interactions d'un métal avec les constituants d'un écosystème aquatique (Buffle, 1988).....	7bis
Figure 3 : Interactions subies par les ETM au cours de leur transport en milieu aquatique (Gilbin, 2001 adapté de Turner et Tessier, 1995).....	16bis
Figure 4 : Les grands domaines hydrogéologiques du Kebir-Rhumel (Mebarki et Thomas, 1988).....	26bis
Figure 5 : Principaux oueds du bassin versant Kebir Rhumel (ABH, 2004).....	27bis
Figure 6 : Profil en long de l'oued Kebir-Rhumel (Mebarki, 1982).....	27bis
Figure 7 : Localisation des principales industries et agglomérations (Mebarki, 2000).....	28bis
Figure 8 : Zone d'étude et localisation des stations de prélèvements.....	30bis
Figure 9 : Schéma représentant la stratégie de prélèvement.....	36bis
Figure 10 : Schéma conceptuel du protocole d'extraction des ETM dans les sédiments.....	40bis
Figure 11 : Schématisation simplifiée des composantes d'un sédiment.....	41bis
Figure 12 : Les différents niveaux d'organisation biologique (Van der Oost et al. 2003).....	43bis
Figure 13 : (a) Photo de <i>Daphnia magna</i> , femelle adulte. (b). Anatomie de <i>Daphnia magna</i> ...	44bis
Figure 14 : Cycle de vie de <i>Daphnia magna</i> (Ebert, 2005).....	45bis
Figure 15 : Morphologie d' <i>Aliivibrio fischeri</i>	46bis
Figure 16 : <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> vue au microscope.....	47bis
Figure 17 : Signification de la présentation des données en boxplots.....	56bis
Figure 18 : Variation spatiale et saisonnière de la température de l'eau.....	58bis
Figure 19 : Variation spatiale et saisonnière du pH de l'eau.....	59bis
Figure 20 : Variation spatiale et saisonnière de la conductivité électrique de l'eau.....	60bis
Figure 21 : Variation spatiale et saisonnière des teneurs en MES.....	61bis
Figure 22 : Variation spatiale et saisonnière du pH des sédiments.....	65bis
Figure 23 : Variation spatiale et saisonnière de la CE des sédiments.....	67bis
Figure 24 : Variation spatiale et saisonnière des CaCO ₃ des sédiments.....	67bis
Figure 25 : Variation spatiale et saisonnière de la MO par oxydation des sédiments.....	69bis
Figure 26 : Variation spatiale et saisonnière de la MO par perte au feu des sédiments.....	69bis
Figure 27 : Triangle texturale.....	73bis
Figure 28 : Analyse granulométrique des sédiments.....	73bis
Figure 29 : Distribution spatiale des concentrations médianes en cadmium dans les sédiments.....	78bis
Figure 30 : Boîtes à moustaches des teneurs en cadmium des quatre compagnes.....	79bis
Figure 31 : Distribution spatiale des concentrations médianes en plomb dans les sédiments.....	81bis
Figure 32 : Boîtes à moustaches des teneurs en plomb des quatre compagnes.....	82bis
Figure 33 : Distribution spatiale des concentrations médianes en cuivre dans les sédiments.....	84bis
Figure 34 : Boîtes à moustaches des teneurs en cuivre des quatre compagnes.....	84bis
Figure 35 : Distribution spatiale des concentrations médianes en zinc dans les sédiments.....	86bis
Figure 36 : Boîtes à moustaches des teneurs en zinc des quatre compagnes.....	86bis

Figure 37 : Distribution spatiale des concentrations médianes en chrome dans les sédiments.....	88bis
Figure 38 : Boîtes à moustaches des teneurs en chrome des quatre compagnes.....	88bis
Figure 39 : Distribution spatiale des concentrations médianes en cobalt dans les sédiments.....	89bis
Figure 40 : Boîtes à moustaches des teneurs en cobalt des quatre compagnes.....	90bis
Figure 41 : Distribution spatiale des concentrations médianes en nickel dans les sédiments.....	91bis
Figure 42 : Boîtes à moustaches des teneurs en nickel des quatre compagnes.....	91bis
Figure 43 : Distribution spatiale des concentrations médianes en manganèse dans les sédiments.....	92bis
Figure 44 : Boîtes à moustaches des teneurs en manganèse des quatre compagnes.....	93bis
Figure 45 : Moyenne des indices de géoaccumulation pour les sédiments.....	95bis
Figure 46 : Moyennes des <i>Igeo</i> _Cd des sédiments des 37 sites de prélèvements.....	96bis
Figure 47 : Moyennes des <i>Igeo</i> _Pb des sédiments des 37 sites de prélèvements.....	96bis
Figure 48 : Moyennes des <i>Igeo</i> _Cr des sédiments des 37 sites de prélèvements.....	96bis
Figure 49 : Moyennes des <i>Igeo</i> _Cu des sédiments des 37 sites de prélèvements.....	97bis
Figure 50 : Moyennes des <i>Igeo</i> _Ni des sédiments des 37 sites de prélèvements.....	97bis
Figure 51 : Moyennes des <i>Igeo</i> _Zn des sédiments des 37 sites de prélèvements.....	97bis
Figure 52 : Degré de contamination des sédiments des 37 sites pendant les 4 compagnes de prélèvement.....	100bis
Figure 53 : Indice de pollution sédimentaire des 37 sites pendant les 4 compagnes de prélèvement.....	102bis
Figure 54 : Cartographie de la distribution spatiale du cadmium dans les sédiments.....	103bis
Figure 55 : Cartographie de la distribution spatiale du chrome dans les sédiments.....	103bis
Figure 56 : Cartographie de la distribution spatiale du cuivre dans les sédiments.....	103bis
Figure 57 : Cartographie de la distribution spatiale du nickel dans les sédiments.....	104bis
Figure 58 : Cartographie de la distribution spatiale du plomb dans les sédiments.....	104bis
Figure 59 : Cartographie de la distribution spatiale du zinc dans les sédiments.....	104bis
Figure 60 : Teneurs en cadmium des 37 sites au regard des seuils de toxicité.....	105bis
Figure 61 : Teneurs en plomb des 37 sites au regard des seuils de toxicité.....	105bis
Figure 62 : Teneurs en cuivre des 37 sites au regard des seuils de toxicité.....	106bis
Figure 63 : Teneurs en chrome des 37 sites au regard des seuils de toxicité.....	106bis
Figure 64 : Teneurs en zinc des 37 sites au regard des seuils de toxicité.....	106bis
Figure 65 : Teneurs en nickel des 37 sites au regard des seuils de toxicité.....	106bis
Figure 66 : Quotients moyens des 37 sites pendant les quatre compagnes de prélèvements.....	107bis
Figure 67 : Evolution de la survie de <i>D. magna</i> après 24/48h pour les différents apports en EI (T, 0.1-80 % v/v).....	115bis
Figure 68 : Inhibition de la mobilité de <i>D. magna</i> en fonction de l'apport en EI (% v/v) après 24h et 48h d'exposition.....	116bis
Figure 69 : Croissance de <i>P. subcapitata</i> après 72h d'exposition dans les témoins et les différentes concentrations en EI (T, 0,5-90 % v/v) pour les différentes stations.....	117bis
Figure 70 : Pourcentage d'inhibition de <i>P. subcapitata</i> en fonction de l'apport en EI (% v/v) après 72 h d'exposition.....	117bis

SOMMAIRE

Remerciements

Préambule

ملخص

Résumé

Abstract

Liste des abréviations

Liste des tableaux

Liste des figures

Introduction (Contexte, Problématique, Objectifs et Démarche générale) 1

Chapitre I : Synthèse bibliographique

I.1. Les constituants d'un écosystème aquatique	7
I.1.1. La colonne d'eau	7
I.1.2. La colonne sédimentaire	8
I.1.2.1. Définition et origine	8
I.1.2.2. La structure	8
I.1.2.3. La composition	9
I.2. Les éléments traces métalliques : identités et propriétés physico-chimiques ...	10
I.2.1. Le cadmium (Cd)	10
I.2.2. Le cobalt (Co)	11
I.2.3. Le chrome (Cr)	11
I.2.4. Le cuivre (Cu)	11
I.2.5. Le manganèse (Mn)	11
I.2.6. Le nickel (Ni)	11
I.2.7. Le plomb (Pb)	12
I.2.8. Le zinc (Zn)	12
I.3. Les éléments traces métalliques dans les écosystèmes aquatiques	12
I.3.1. Origine des ETM dans les écosystèmes aquatiques	12
I.3.1.1. Apports telluriques naturels	12
I.3.1.2. Apports anthropiques	13
I.3.2. Influence des paramètres physico-chimiques du milieu sur le comportement des ETM ...	13
I.3.2.1. Le pH	14
I.3.2.2. La salinité	14
I.3.2.3. Le potentiel redox	15
I.3.2.4. Dureté	15

I.3.2.5. La concentration en ligands	15
I.3.2.6. Le carbone organique	16
I.3.2.7. La fraction minérale	16
I.3.3. Comportement des ETM en milieux aquatiques	16
I.3.4. Ecotoxicité des ETM en milieu aquatique	20
I.3.4.1. Les tests écotoxicologiques	20
I.3.4.1.1. Définition et intérêt	20
I.3.4.1.2. Les différents types de tests et significations écotoxicologiques	21
a. Les tests monospécifiques.....	21
b. Les tests plurispécifiques (mésocosmes et microcosmes).....	22
I.3.4.2. Biodisponibilité et toxicité des éléments traces métalliques en milieu aquatique	23

Chapitre II : Matériel et Méthodes

II.1. Présentation de la zone d'étude	26
II.1.1. Situation géographique	26
II.1.2. Géologie et lithologie	26
II.1.3. Réseau hydrographique	26
II.1.4. Climatologie	28
II.1.5. Industries et agglomérations	29
II.2. Choix et localisation des stations de prélèvements	29
II.3. Rythme et Nature des prélèvements	35
II.4. Stratégie de prélèvement	36
II.5. Prélèvement et caractérisation physico-chimique de l'eau et des sédiments	36
II.5.1. Prélèvement et caractérisation physico-chimique de l'eau	36
II.5.1.1. Mode de prélèvement	36
II.5.1.2. Prise des mesures sur terrain	36
II.5.1.3. Détermination des teneurs des matières en suspension (MES)	36
II.5.1.4. Extraction et dosage des éléments traces métalliques (ETM)	37
II.5.2. Prélèvement et caractérisation physico-chimique des sédiments	37
II.5.2.1. Mode de prélèvement et traitement des sédiments	37
II.5.2.2. Caractérisation physico-chimiques des sédiments	38
II.5.2.3. Extraction et dosage des ETM	39
II.5.2.4. Contrôle de l'efficacité de la méthode d'extraction des ETM dans les sédiments	40
II.6. Evaluation de l'écotoxicité de l'eau interstitielle des sédiments	41
II.6.1. Choix de la phase d'essai et extraction de l'eau interstitielle	41
II.6.1.1. Choix de la phase d'essai	41
II.6.1.2. Extraction de l'eau interstitielle	42

II.6.2. Choix des tests et des organismes d'essai	43
II.6.2.1. Les tests et les organismes d'essai	43
II.6.2.2. Aspects généraux sur l'anatomie, la biologie, l'écologie et l'utilité des espèces testées	44
II.6.2.2.1. <i>Daphnia magna</i> Straus	44
II.6.2.2.2. <i>Allivibrio fischeri</i>	46
II.6.2.2.3. <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	47
II.6.3. Protocoles de réalisation des essais d'écotoxicité	49
II.6.3.1. Inhibition de la mobilité de <i>Daphnia magna</i> Straus (24h/48h)	49
II.6.3.2. Inhibition de la bioluminescence d' <i>Aliivibrio fischeri</i> (15/30 mn)	52
II.6.3.3. Inhibition de la croissance de <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> (72h)	53
II.7. Traitement des résultats	55
II.7.1. Traitement des résultats de la caractérisation physico-chimique de l'eau et des sédiments	55
II.7.2. Traitement des résultats de l'écotoxicité de l'eau interstitielle des sédiments	56

Chapitre III : Résultats et Discussion

III.1. Caractérisation physico-chimique de l'eau	58
III.1.1. Température de l'eau (Te)	58
III.1.2. pH	59
III.1.3. La conductivité électrique (CE)	60
III.1.4. Les matières en suspension (MES)	61
III.1.5. Teneurs en éléments traces métalliques de l'eau.....	62
III.1.6. Bilan de la qualité physico-chimique des eaux	62
III.2. Caractérisation physico-chimique des sédiments	65
III.2.1. pH	65
III.2.2. La Conductivité Electrique (CE)	67
III.2.3. Les carbonates (CaCO ₃)	67
III.2.4. La matière organique (MO)	68
III.2.5. Granulométrie	73
III.2.6. Les Eléments Traces Métalliques (ETM)	74
III.2.6.1. Le cadmium (Cd)	78
III.2.6.2. Le plomb (Pb)	81
III.2.6.3. Le cuivre (Cu)	83
III.2.6.4. Le zinc (Zn)	85
III.2.6.5. Le chrome (Cr)	88
III.2.6.6. Le cobalt (Co)	89
III.2.6.7. Le nickel (Ni)	91

III.2.6.8. Le manganèse (Mn)	92
III.2.7. Evaluation de la contamination métallique et de l'écotoxicité des sédiments	94
III.2.7.1. Evaluation de la contamination par le calcul de l'indice de géoaccumulation (<i>Igeo</i>)..	94
III.2.7.2. Evaluation de la contamination métallique par le calcul du facteur de contamination (FC), du degré de contamination (Dc) et de l'indice de pollution sédimentaire (IPS)	97
a. Le facteur de contamination (FC)	97
b. Le degré de contamination (Dc)	99
c. L'indice de pollution sédimentaire (IPS)	101
III.2.7.3. Evaluation de la qualité des sédiments sur la base des critères de la SEQ	102
III.2.7.4. Evaluation de la qualité des sédiments sur la base des critères de toxicité	104
III.3. Interactions physicochimie-ETM et interactions ETM-ETM	108
III.3.1. Interaction entre la physico-chimie du milieu et les teneurs en ETM des sédiments .	109
III.3.2. Interaction entre les ETM des sédiments	114
III.4. Evaluation de l'écotoxicité de l'eau interstitielle des sédiments	115
III.4.1. Ecotoxicité de l'EI vis-à-vis de <i>Daphnia magna</i>	115
III.4.2. Ecotoxicité de l'EI vis-à-vis d' <i>Aliivibrio fischeri</i>	117
III.4.3. Ecotoxicité de l'EI vis-à-vis de <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	117
III.4.4. Expression des résultats en Unités Toxiques (UT) et en Barème d'Effets Ecotoxiques Potentiels (BEEP)	119
III.4.5. Tentative d'identification des paramètres responsables de l'écotoxicité de l'eau interstitielle	122
Conclusions générales	126
Perspectives	130
Références bibliographiques	132
Annexes	
Publications	

Introduction

Contexte, Problématique et Démarche générale

Introduction

Contexte, Problématique, Objectifs et Démarche générale.

Parmi les écosystèmes les plus complexes et les plus dynamiques celui des eaux douces. Cet écosystème joue un rôle essentiel dans la conservation de la biodiversité, le fonctionnement des organismes et les cycles de matière organique. Les réseaux hydrographiques du monde entier sont tous plus ou moins perturbés par l'activité humaine. Les eaux d'égout, les effluents industriels, le déboisement, l'urbanisation, l'agriculture, le pâturage, la construction des routes et des barrages, ... sont les activités les plus nocives à ces réseaux. Ainsi, la plupart de ces écosystèmes souffrent des effets anthropiques qui provoquent la régression d'espèces, la diminution des stocks de poissons, l'épuisement des eaux souterraines, la dégradation de la qualité de l'eau et des crues de plus en plus fréquentes et intenses (Poff et al. 1997, Everard et Powell, 2002).

La pollution ponctuelle des cours d'eau est le résultat de rejets non traités. Elle est, la plupart du temps, associée comme sus-cité aux industries, villes, exploitations agricoles ou élevages, rejetant une grande variété de produits chimiques tels que les Eléments Traces Métalliques (ETM). En général, les rejets sont identifiables, ce qui facilite leur contrôle. Malgré cela, des accidents peuvent causer des pollutions aiguës qui entraînent une perturbation momentanée des cours d'eau. Ces accidents peuvent avoir des effets catastrophiques mais les conséquences dramatiques d'événements exceptionnels ne doivent pas occulter les accidents moins sévères mais plus fréquents qui peuvent produire des impacts plus graves à moyen et/ou long terme (Bravard et Petts, 1993). De tels accidents sont dus à des défaillances de systèmes de contrôle aux points de rejets, à des fuites, à des débordements ou même à des rejets délibérés des déchets industriels, domestiques et/ou agricoles.

Si les effets aigus de la pollution ponctuelle sont globalement maîtrisés, il est de plus en plus clair que la pollution diffuse aura des effets à long terme et cumulatifs sur les rivières (Wang et al. 1997). A la différence de la pollution ponctuelle provenant des installations industrielles et des égouts, la pollution diffuse provient de sources diverses et difficiles à identifier. L'usage du sol, notamment l'urbanisation, l'agriculture et les élevages, est mis en cause comme une des principales sources de pollution diffuse (Steedman 1988, Allan et al.

1997, Harding et al. 1998). En effet, des mauvaises pratiques agricoles, en particulier sur les pentes des bassins versants, mènent rapidement à des excès d'érosion et d'envasement dans les cours d'eau (Welcomme, 1983). L'intensification des exploitations, particulièrement pour les céréales, demande de plus en plus d'engrais azotés ; selon Semhi et al. (2000), approximativement 85% des dépôts d'azote dans un bassin versant est lié aux activités agricoles. D'autres sources importantes de pollution diffuse sont le développement urbain (Peierls et al. 1991, Wang et al. 1997) par l'intermédiaire des rejets domestiques (Wang et al. 2000, 2001) et les activités minières (Welcomme, 1983).

En Algérie, au cours de ces trente dernières années, la forte poussée démographique, la croissance rapide des villes et la multiplication des activités industrielles ont engendré des besoins sans cesse croissants en eau, donnant lieu à des situations concurrentielles entre la ville, l'industrie et l'agriculture. Afin de combler le retard accumulé dans le domaine hydraulique, un programme de mobilisation des ressources en eau a été mis en œuvre, au début des années 80 et qui a duré 20 ans, avec un rythme particulièrement soutenu en matière de construction de barrages-réservoirs. Mais à peine les premiers aménagements hydrauliques réalisés et exploités, un autre problème, aussi important que celui de la rareté de l'eau, apparaît : il s'agit de l'atteinte de la qualité des ressources en eau. A l'instar des autres régions du Maghreb, la dégradation de la qualité de l'eau en Algérie est très fortement ressentie en période estivale où les débits des cours d'eau sont au plus bas (Mebarki, 2000).

Le bassin versant Kebir Rhumel au Nord-Est Algérien faisant l'objet de notre étude, se compose de 7 sous-bassins hydrographiques, répartis sur une superficie totale de 8815 km². Sur l'ensemble du bassin 100 agglomérations de plus de 2000 habitants ont été dénombrées, regroupant au total 1,43 M d'habitants. La ville de Constantine détient, à elle seule 32,3 % de l'effectif total aggloméré. Aussi, Constantine concentre-t-elle sur la ville et ses périphéries, un tissu industriel aussi dense que varié, dominé par la branche de construction mécanique (Mebarki, 2000). Les rejets industriels les plus importants et les plus nocifs se localisent dans un rayon de 20 km autour de la ville de Constantine ; il s'agit des rejets (en partie traités) des industries de construction mécanique d'Oued Hamimime et d'Ain Smara ainsi que ceux générés par les unités textiles et de produits laitiers de Constantine, par le complexe tabagique et le dépôt d'hydrocarbure d'El Khroub, par la cimenterie du Hamma, par les unités de matériaux de construction, etc... Ils ont pour milieu récepteur, l'oued Rhumel et son principal affluent, l'oued Boumerzoug qui fonctionnent comme de véritables égouts à ciel ouvert. Les

industries localisées autour des agglomérations d'Ain El Kebira (cimenterie, unité boulonnerie-coutellerie-robinetterie), de Mila (briqueterie, vaissellerie), de Ferjioua (matériel électroménager, minoterie), de Chelghoum Laid (détergents) génèrent également des rejets non négligeables (Mebarki et Bencheik-Lehocine, 1997). Notons par ailleurs, que le Kebir Rhumel déverse dans la Méditerranée un débit de rejet total de 1,85 m³/s (159 840 m³/j). Celui du sous-bassin du Rhumel-Smendou (Constantine) représente 52 % du total rejeté à l'exutoire. La part excessive que détient le volume des rejets au niveau de ce bassin conduit à poser le problème de la protection des eaux.

À cause de leur toxicité et de leur capacité à s'accumuler dans le biota, les ETM sont considérés comme des facteurs polluants importants pour les écosystèmes aquatiques. Une des propriétés majeures de ces éléments, et qui les différencie des autres polluants toxiques, est qu'ils ne sont pas biodégradables. Les apports en ETM se font principalement sous forme liquide dans les cours d'eau. Aussi, des dépôts atmosphériques riches en ETM se font sur la surface des eaux et de la terre. Sur la terre, à chaque pluie ou fonte des neiges, c'est le lessivage des bassins versants qui draine les polluants métalliques jusqu'aux cours d'eau. Ainsi les cours d'eau sont les principaux réceptacles des différentes pollutions à l'échelle des bassins versants notamment par les ETM. Ces éléments transférés dans les cours d'eau se présentent dans la colonne d'eau et de sédiment sous deux formes :

- ✓ Dissoute dans la colonne d'eau et l'eau interstitielle de la colonne sédimentaire, c'est la forme la plus mobile et par conséquent la plus biodisponible pour les populations aquatiques,
- ✓ Fixée sur les particules des sédiments ou en suspension dans la colonne d'eau. Plus de 90% des ETM rejetés dans les écosystèmes aquatiques sont piégés dans la matrice sédimentaire (Calmano et al. 1993). Ces derniers étant considérés comme des pièges à métaux et sont potentiellement toxiques pour l'environnement. Le problème n'est pas tant l'accumulation dans le sédiment mais plutôt la remobilisation des stocks d'ETM ; les sédiments peuvent agir comme source de pollution quand les conditions physico-chimiques du milieu changent, notamment le pH, le potentiel redox, en cas de dragages, etc. (Förstner, 1987 ; Zoumis et al. 2001 ; Carpentier et al. 2002a et b).

Le Laboratoire de Biologie et Environnement (LBE-Univ.Constantine) s'intéresse depuis plusieurs années à la qualité physico-chimique et écologique des écosystèmes terrestres et aquatiques dudit bassin. Plusieurs études ont été menées dans ce sens notamment celles relatives à l'évaluation du niveau de contamination par les éléments traces métalliques des eaux, des sédiments et des sols des bordures de l'oued Rhumel et son affluent l'oued Boumerzoug en zone urbaine (à proximité de la ville de Constantine) (El Hadeff El Okki, 2002 ; Sahli, 2002 ; Kerboua, 2003 ; Afri-Mehennaoui et al. 2004 ; Azzoug, 2004, Bentellis-Mosbah, 2004 ; Afri-Mehennaoui, 2006 ; Ouahrani et Gheribi, 2007 ; Afri-Mehennaoui et al. 2009).

La présente étude porte d'une part sur l'évaluation de la qualité physico-chimique et du niveau de contamination par les ETM des eaux et des sédiments superficiels (5 cm) des principaux oueds du bassin versant Kebir Rhumel et d'autre part sur l'évaluation de l'écotoxicité de l'eau interstitielle des sédiments. Les prélèvements ont été effectués sur 13 cours d'eau dont 3 majeurs (Rhumel, Endja et El Kebir) et 10 secondaires (Seguen, El Melah, El Kleb, El Berda, Hamimime, Boumerzoug, Smendou, Ktone, Bou Selah et Siaba).

Nos investigations ont porté sur les principaux ETM à savoir : le cadmium (Cd), le chrome (Cr), le cuivre (Cu), le nickel (Ni), le plomb (Pb) et le zinc (Zn) ainsi que le cobalt (Co) et le manganèse (Mn) sensés refléter le fond géochimique de la zone d'étude. Notre étude s'inscrit dans le cadre d'un programme de recherche CNEPRU agréé en 2008, portant le code F00920070131 et intitulé "Evaluation des teneurs naturelles et du niveau de contamination par les Eléments Traces Métalliques des sédiments du réseau hydrographique du bassin versant Kebir-Rhumel et des sols des bordures d'oueds. Transfert des ETM vers la végétation des berges, les macrophytes et les cultures maraichères irriguées avec les eaux des oueds". Dans ce contexte, les objectifs de cette thèse sont de contribuer à une meilleure connaissance :

- (1) de l'état des lieux par caractérisation physico-chimique des eaux et des sédiments ;
- (2) du niveau de contamination métallique des sédiments superficiels des oueds ;
- (3) de la qualité écotoxicologique des sédiments en se basant sur les seuils de toxicité ;
- (4) de l'écotoxicité des eaux interstitielles des sédiments en se basant sur une batterie d'essais d'écotoxicité.

Afin d'appréhender ces différents objectifs, ce travail associe trois approches complémentaires :

- ✓ Une étude *in situ* du bassin versant qui a consisté en 4 campagnes de prélèvements d'eau et de sédiments réparties sur 37 points,
- ✓ Une première étude expérimentale qui a consisté en une caractérisation physico-chimique de l'eau et des sédiments *in situ* et au laboratoire,
- ✓ Une deuxième étude expérimentale basée essentiellement sur l'évaluation de l'écotoxicité de l'eau interstitielle des sédiments par des bioessais (test d'écotoxicité aiguë - 24/48h sur *Daphnia magna*, test d'écotoxicité aiguë - 15/30 mn sur *Aliivibrio fischeri* et test d'écotoxicité chronique - 72h sur *Pseudokirchneriella subcapitata*).

Ces objectifs et ces approches sont développés dans ce manuscrit de thèse qui s'articule en trois chapitres :

Le chapitre I repose sur une "**synthèse bibliographique**" qui ne prétend pas être exhaustive, mais qui vise à donner un aperçu sur les éléments essentiels à retenir pour l'étude des ETM dans les écosystèmes aquatiques. Est donné dans un premier temps, un rappel sur les constituants d'un écosystème aquatique, notamment l'origine, la structure et la composition de la matrice sédimentaire. Il décrit ensuite les caractéristiques générales des ETM étudiés (Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Zn), leurs origines et leurs interactions avec la physico-chimie du milieu. Il conclut avec un rappel sur les essais d'écotoxicité applicables aux milieux aquatiques ainsi que la biodisponibilité et l'écotoxicité des ETM vis-à-vis de la flore et de la faune benthique.

Le chapitre II, "**Matériel et Méthodes**", décrit la zone d'étude à savoir le bassin versant Kebir Rhumel, en donnant un aperçu sur la situation géographique, la géologie, l'hydrologie, la climatologie ainsi que les industries et les agglomérations implantées sur ce bassin. Cette description de la zone d'étude permet de comprendre la planification des campagnes de prélèvements et de justifier le plan d'échantillonnage, notamment la localisation des stations de prélèvements. Il expose ensuite l'intégralité des méthodes et techniques utilisées au cours de cette étude, de l'échantillonnage à l'analyse pour atteindre les objectifs visés : préparation du matériel d'échantillonnage, le mode de prélèvement, les mesures *in situ* et au laboratoire, le protocole d'extraction des ETM, la méthode de vérification du protocole d'extraction des ETM dans les sédiments ainsi que les protocoles de réalisation des essais d'écotoxicité (le test d'écotoxicité aiguë (24h / 48h) sur le cladocère

Daphnia magna, le test d'écotoxicité aiguë (15/30 mn) sur la bactérie marine *Aliivibrio fischeri* et le test d'écotoxicité chronique (72h) sur l'algue d'eau douce *Pseudokirchneriella subcapitata*. Enfin, sont décrits les traitements statistiques utilisés pour l'évaluation de la qualité physico-chimique des eaux et des sédiments notamment l'intensité de la contamination par les ETM, ainsi que les méthodes d'évaluation des CE/CI (20/50) spécifiques aux essais d'écotoxicité.

Le chapitre III, "**Résultats et discussion**" s'attache aux résultats obtenus lors de l'étude des compartiments naturels des oueds du bassin versant Kebir Rhumel (eaux, sédiments). Seront présentés dans un premier temps, les résultats relatifs à la caractérisation physico-chimique des eaux (T, pH, CE, MES) et des sédiments (pH, CE, MO, CaCO₃, granulométrie). Seront exposés ensuite, les résultats de la distribution spatio-temporelle des teneurs en ETM des sédiments ainsi que les différents indices calculés permettant d'évaluer l'intensité de la contamination et la qualité écotoxicologique des sédiments. Une fois les résultats bruts donnés, des discussions et des conclusions sur l'état des lieux sont tirées par comparaison des résultats obtenus à des normes universelles et à d'autres cas d'étude dans le monde sur des cours d'eau contaminés et/ou non contaminés. Des bilans sont également établis pour chaque compartiment et pour chaque paramètre mesuré à la fin de chaque partie afin de mieux visualiser l'état des points de prélèvements au niveau des oueds du bassin versant Kebir Rhumel. Enfin, sont présentés les résultats des essais d'écotoxicité de l'eau interstitielle vis-à-vis des trois espèces étudiées. Une expression de ces résultats en Unités Toxiques (UT) et en Barème d'Effets Ecotoxiques Potentiels (BEEP) ainsi qu'une tentative d'identification des paramètres responsables de l'écotoxicité clôturera ce chapitre.

Une synthèse sous forme de **Conclusions** des aspects les plus marquants de la caractérisation physico-chimique et écotoxicologique clôturera le manuscrit.

Enfin, seront présentées les différentes **Perspectives** de ce travail concernant les pistes à suivre et à développer pour améliorer la compréhension des phénomènes liés à la contamination et l'écotoxicité des ETM en milieu aquatique.

Chapitre I

Synthèse bibliographique

I.1. Les constituants d'un écosystème aquatique

I.1.1. La colonne d'eau

C'est un milieu aqueux que l'on peut séparer en deux phases distinctes : (fig. 1)

- La phase dissoute constituée d'ions, de molécules, de macromolécules ainsi que de colloïdes inférieurs à 0,45 μm ,
- La phase particulaire constituée de composés organiques (algues, bactéries et débris biologiques) et de composés inorganiques (minéraux argileux, oxydes et hydroxydes de carbonates).

Les éléments traces métalliques, objet de notre étude, sont présents dans le milieu aqueux sous forme de cations libres mais aussi associés à des agents complexants dissous ou particuliers, on parle alors de spéciation.

La spéciation est la distinction entre les différentes espèces chimiques d'un élément. La spéciation est à la base de la compréhension du comportement des éléments traces métalliques dans les eaux (transport, accumulation, recyclage et régulation). D'une manière générale, les réactions majeures qui se produisent entre les particules, les éléments de la colonne d'eau et les contaminants introduits (en particulier les éléments traces métalliques), sont des réactions de complexation, de précipitation et d'absorption/adsorption (fig. 2).

Les réactions de complexation peuvent se résumer dans la formation d'oxydes et d'hydroxydes ($\text{Zn}(\text{H}_2\text{O})_5\text{OH}^+$) (Sigg et al. 1992 ; Velasquez et al. 2002), la formation de complexes en solution avec des ligands inorganiques (HCO_3^-) (Sigg et al. 1992). La matière organique dans les eaux naturelles est considérée aussi comme un ligand majeur pour les ETM (Van der Berg et al. 1986). Cette matière organique peut se présenter sous forme de substances humiques (Mc Carthy et al. 1996 ; Kim, 1999 ; Ma et al. 1999), d'exsudats des organismes vivants (Moffett, 1997) mais également sous forme de molécules organiques naturelles (Van der Berg et al. 1986). En outre, il y a aussi la formation de complexes intermédiaires à la surface de particules tels que les oxydes de fer, les oxydes de manganèse et les oxydes d'aluminium (Sigg et al. 1992).

La précipitation de minéraux d'ETM a été suggérée comme une voie majeure de la réduction des ETM soluble dans les eaux naturelles. Il s'agit principalement des hydroxydes. Les phosphates peuvent aussi former des précipités s'ils sont présents en quantité élevée ainsi que les sulfures en milieu anaérobie.

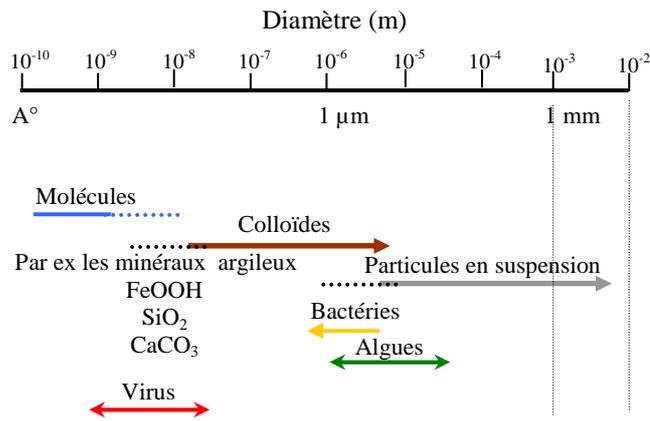


Figure 1 : Distribution des composés en fonction de leur taille (Buffle, 1988).

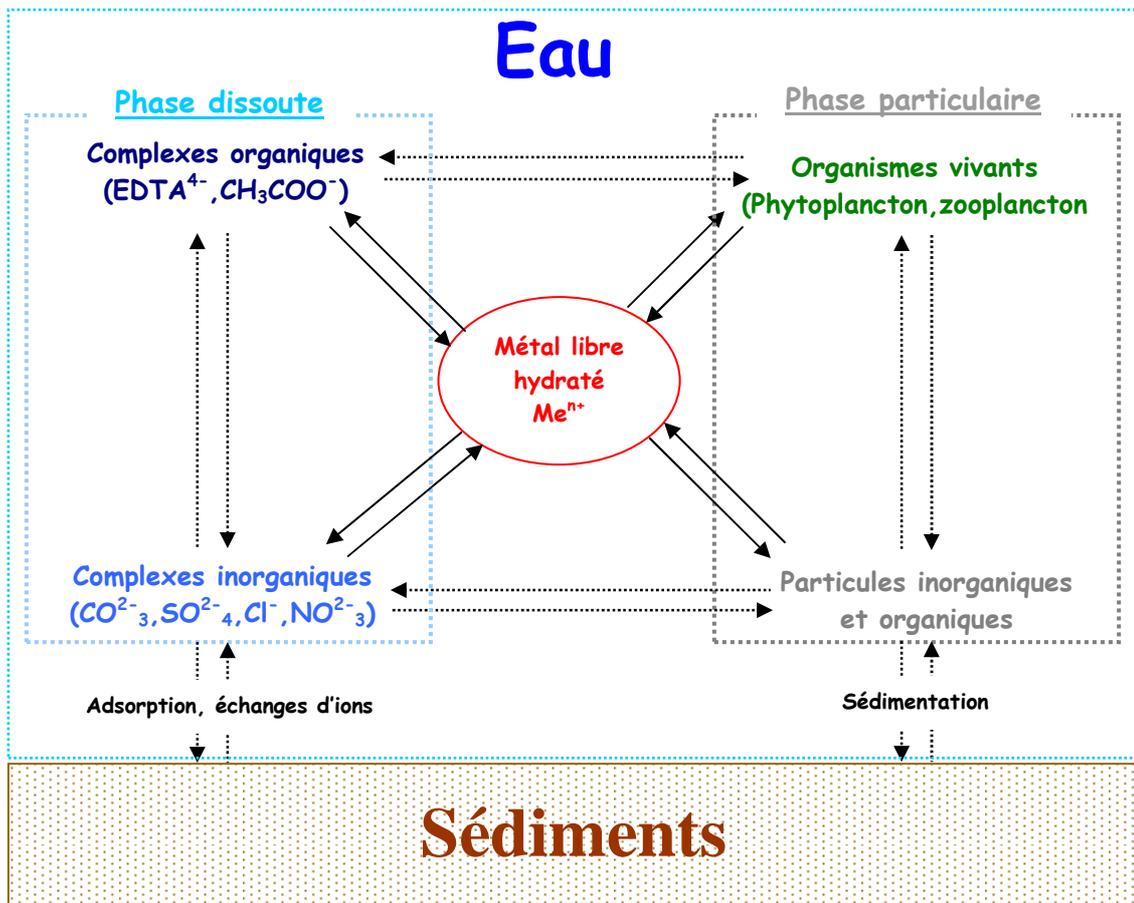


Figure 2 : Schéma conceptuel des principales interactions d'un métal avec les constituants d'un écosystème aquatique (Buffle, 1988).

Les réactions d'adsorption/absorption quant à elles peuvent se résumer dans un phénomène d'interaction entre le métal et la surface d'une particule pour la première et une assimilation d'une particule par un organisme vivant pour la seconde (Gonzalez et al. 2004). L'adsorption/absorption sur les particules (MES, minéraux de type silicates, cellules vivantes ou non) est un processus significatif dans la baisse des ETM dissous des eaux superficielles, avec l'incorporation finale aux sédiments. L'adsorption des ETM sur les particules met en jeu des liaisons plus ou moins fortes, depuis les forces électrostatiques, l'échange d'ions, jusqu'aux liaisons covalentes, ainsi que la coprécipitation avec les oxydes de fer et manganèse.

I.1.2. La colonne sédimentaire

I.1.2.1. Définition et origine

Un sédiment est un dépôt de particules en suspension dans l'eau dérivant elles mêmes de l'érosion des roches et des sols, de matériaux détritiques minéraux ou organiques et de la floculation d'éléments colloïdaux. La composition et la nature de ce dépôt sont partiellement liées à la constitution pétrographique des bassins versants. Les sédiments sont dits d'origine allochtone quand ils sont issus de l'érosion du bassin versant par des agents dynamiques externes comme l'eau ou le vent, et d'origine autochtone quand ils sont dus à la sédimentation de composés minéraux (carbonates, phosphates,...) et organiques (organismes planctoniques morts), (Ramade, 1998). Les sédiments sont essentiellement caractérisés par leur structure et leur composition.

I.1.2.2. La structure

Selon Bellair et Pomerol (1977), les sédiments se classent selon la taille de leurs particules de la façon suivante :

- Les particules d'un diamètre supérieur à 63 μm caractérisent les sédiments grossiers qui sont principalement constitués de sable et de matériel inorganique silicaté. Ces sédiments présentent une faible cohésion, les surfaces de contact des différentes particules sont peu importantes et donc sont peu associées aux contaminants. On distingue généralement les graviers ($\emptyset > 2 \text{ mm}$) et les sables ($63 \mu\text{m} < \emptyset < 2 \text{ mm}$).
- Les particules d'une taille inférieure à 63 μm sont constituées de minéraux argileux ayant un diamètre compris entre 0,2 et 2 μm , et de silt ayant un diamètre compris entre 2 μm et 63 μm . Cette fraction fine peut également contenir de la matière organique. Les particules fines sont très cohésives, elles sont chargées négativement et leur surface de

contact est importante. Ces caractéristiques leur donnent des affinités vis-à-vis des contaminants métalliques. La matière organique sédimentaire, caractérisée par le carbone organique, est constituée de macromolécules polymérisées hétérogènes ; elles possèdent des sites hydrophiles qui leur permettent de s'adsorber à la surface des particules argileuses et de complexer de nombreux contaminants (Burton, 1992 ; Bonnet, 2000).

I.1.2.3. La composition

Le sédiment est une matrice très hétérogène, constitué de matériaux détritiques organiques et inorganiques (Power et Chapman, 1992). Il présente principalement trois composantes :

✚ *L'eau interstitielle :*

Elle correspond à l'eau qui occupe l'espace entre les particules sédimentaires et représente une fraction importante du sédiment avec généralement plus de 50 % de son volume selon que ceux-ci soient plus ou moins sableux, la teneur en eau est d'autant plus importante que la texture du sédiment est fine (Campy et Meybeck, 1995).

✚ *La phase inorganique :*

Elle est formée de minéraux provenant de l'érosion de l'écorce terrestre et de débris coquilliers. Ses composés sont principalement des argiles, des carbonates et des silicates. La taille de ces particules s'étend sur plusieurs ordres de grandeur, avec des diamètres inférieurs à 0,1 μm jusqu'à plusieurs mm (Sigg et al. 1992). Ces particules sont généralement enrobées d'hydroxyde de fer et de manganèse et de substances organiques qui leur confèrent une grande capacité d'adsorption vis-à-vis des contaminants.

✚ *La phase organique :*

Elle n'occupe qu'un très faible pourcentage du sédiment, mais joue un rôle primordial puisqu'elle régule la mobilité et donc la biodisponibilité d'un grand nombre de contaminants, en particulier les composés organiques non ioniques (Power et Chapman, 1992). Selon sa taille, la matière organique peut être classée en carbone organique dissous (CDO < 1 KDa), colloïdal (1 KDa < COC < 0,22 μm) et particulaire (COP > 0,22 μm), (Bonnet, 2000).

Cette matière offre l'intérêt de posséder à la fois des sites hydrophiles et hydrophobes qui lui permettent de s'adsorber à la surface des particules minérales et de complexer, dans les phases aqueuses et particulaires, des contaminants organiques hydrophobes, des métaux sous forme ionique et des molécules non chargées (Santschi et al. 1999).

I.2. Les éléments traces métalliques : identités et propriétés physico-chimiques

Les définitions des éléments traces métalliques sont multiples et dépendent du contexte dans lequel on se situe ainsi que l'objectif de l'étude à réaliser. Est considéré comme élément trace métallique :

- ✓ Tout élément ayant une densité supérieure à 5,
- ✓ Tout élément ayant un numéro atomique élevé, en général supérieur à celui du sodium ($Z = 11$),
- ✓ Tout élément pouvant être toxique pour les systèmes biologiques.

Les éléments traces métalliques rencontrés dans l'environnement peuvent être classés selon leur caractère essentiel ou non. Un métal est considéré comme essentiel si des symptômes pathologiques apparaissent lorsque sa teneur diminue et disparaissent lorsqu'il est ajouté (Förstner et Wittmann, 1979). Cependant, un élément essentiel peut également être toxique lorsqu'il est présent à de très fortes concentrations. Ces éléments sont : l'arsenic (As), le chrome (Cr), le cobalt (Co), le cuivre (Cu), le fer (Fe), le manganèse (Mn), le molybdène (Mo), le nickel (Ni), le sélénium (Se), le silicium (Si), l'étain (Sn), le vanadium (V) et le zinc (Zn). Ils sont présents à l'état de traces (0.001 à 1 mmole/kg de poids frais) ou d'ultra-traces ($<1\mu\text{mole/kg}$ de poids frais), (Masson et Jenkins, 1995). Les éléments non essentiels n'ont à l'inverse des précédents aucun rôle biologique actuellement connu. C'est le cas du mercure (Hg), de l'argent (Ag), du cadmium (Cd) et du plomb (Pb), (Masson & Jenkins, 1995). Ils sont considérés comme néfastes dès qu'ils sont présents dans le milieu et entraînent des effets biologiques délétères à de très faibles concentrations.

Seules les propriétés physico-chimiques des éléments faisant l'objet de cette étude seront présentées dans cette partie (Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Zn).

1.2.1. Le cadmium (Cd)

Le cadmium est un métal de transition, sa masse atomique est de 112,4 g/mol et son numéro atomique est 48. Dans la nature, le cadmium se trouve sous la forme oxydée (+2) de manière stable. La forme la plus fréquente est le sulfure de cadmium (CdS), mais on le trouve également sous forme d'hydroxydes ou formant des complexes avec les ions ammonium et cyanides (Adriano, 2001). Les principaux minerais cadmifères sont les sulfures de zinc, la sphalérite et la wartzite, dans lesquelles le cadmium constitue une impureté (CNRC, 1979).

1.2.2. Le cobalt (Co)

Le cobalt a une masse atomique de 58,93 g/mol et un numéro atomique de 27. Dans la nature le cobalt se trouve sous quatre états d'oxydation (+1), (+2), (+3) et (+4). Il est souvent associé au nickel, à l'argent, au plomb et au cuivre. Les principaux minerais sont la cobaltite (CoS_2 , CoAs_2), la smaltite (CoAs_2) et la linnéite (Co_3S_4).

1.2.3. Le chrome (Cr)

Le chrome, métal de transition est le septième élément le plus abondant sur terre. Avec une masse atomique de 51,99 g/mol et un numéro atomique de l'ordre de 24. Presque tout le chrome trouvé dans les roches formant la croûte terrestre est trivalent bien que le chrome puisse prendre neuf états d'oxydation différents, de (-2) à (6). Le minerai le plus important est la chromite (FeCr_2O_4).

1.2.4. Le cuivre (Cu)

Le Cuivre a une masse atomique de 63,55 g/mol et un numéro atomique de 29. Dans la nature, il se trouve sous deux états d'oxydation : le cuivre (+1) et le cuivre (+2). Il existe également une forme instable de cuivre (+3). Le minerai le plus important est la chalcopryrite (Cu_2S , Fe_2S_3). On le trouve également dans la malachite ($\text{Cu}_2\text{CO}_3(\text{OH})_2$), l'azurite ($2\text{CuCO}_3\text{Cu}(\text{OH})_2$), la chalcocite (Cu_2S) et la bornite (Cu_3FeS_4).

1.2.5. Le manganèse (Mn)

Le manganèse a un numéro atomique de l'ordre de 25 et une masse atomique de 54,93 g/mol. Le manganèse est souvent associé à des minerais de fer. La pyrolusite (MnO_2), Psilomélane ($\text{MnO}_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$), Hausmannite (Mn_3O_4), Rhodochrocite (MnCO_3), Rhodonite (MnSiO_3) sont les principaux minerais de manganèse.

1.2.6. Le nickel (Ni)

Le nickel a une masse atomique de l'ordre de 58.69g/mol et un numéro atomique de l'ordre de 28. Le nickel est présent sous les états d'oxydation -1, 0, +1, +2, +3 et +4, mais son état de valence le plus courant dans l'environnement est Ni (+2). Les principaux minerais de nickel sont la pyrrhotite nickelifereuse, la pentlandite, la chalcopryrite (INERIS, 2004).

1.2.7. Le plomb (Pb)

Le plomb a une masse atomique de 207,2 g/mol et un numéro atomique de 82. Dans la nature, il se trouve sous les degrés d'oxydation (+2) et (+4). Les espèces inorganiques sont le plus souvent sous l'état (+2), alors que le degré d'oxydation (+4) se rencontre dans le plomb des composés organiques (Adriano, 2001). Le plomb est extrait de trois minerais : la galène (PbS), la cérusite (PbCO₃) et l'anglésite (PbSO₄), (Mc Culley et al. 1991).

1.2.8. Le zinc (Zn)

Le zinc, dernier élément de la première série de transition de la classification périodique des éléments, de masse atomique 65,37 g/mol. Son numéro atomique est de l'ordre de 30. Le zinc est présent sous l'état d'oxydation (+2) dans le milieu naturel. Les principaux gisements minéraux de zinc sont constitués de sphalérite et de wurtzite (blende) (ZnS) et de smithsonite (ZnCO₃).

I.3. Les éléments traces métalliques dans les écosystèmes aquatiques

I.3.1. Origine des ETM dans les écosystèmes aquatiques

I.3.1.1. Apports telluriques naturels

Les éléments traces métalliques sont naturellement présents dans la croûte terrestre et les roches (tab. 1). Ils sont concentrés dans le magma granitique et suivent un cycle géochimique qui conduit à une distribution hétérogène de leurs concentrations à la surface du globe (Garret, 2000). Ils sont présents dans tous les compartiments de l'environnement notamment au niveau des écosystèmes aquatiques, mais à l'état de traces (tab. 2). Néanmoins, des concentrations importantes peuvent être mesurées dans certains sites, tout particulièrement autour des massifs granitiques.

L'érosion de l'écorce terrestre est susceptible d'enrichir les cours d'eau en éléments traces métalliques. En tête des bassins, les roches sont altérées et désagrégées par l'action mécanique de l'érosion (agents météoriques) et par l'attaque des acides formés dans l'atmosphère (acide carbonique) ou issus de la décomposition de la matière organique (acides humiques). Les éléments traces métalliques fixés dans les roches sous forme d'oxydes ou de silicates sont peu altérables chimiquement contrairement à ceux qui sont présents sous forme de sulfures et carbonates qui sont attaqués chimiquement et sont très facilement dissous dans l'eau (INERIS, 2004).

Tableau 1 : Contenu des roches en éléments traces métalliques (ppm), (Kabata-Pendias et Pendias, 1992).

Eléments	Roches magmatiques			Roches sédimentaires		
	Roches basiques	Roches intermédiaires	Roches acides	Roches argileuses sableuses	Grès	Carbonates
Cd	0,13-0,22	0,13	0,02-0,9	0,22-0,3	0,05	0,035
Co	35-50	1,0-10	1-7	11-20	0,3-10	0,1-3,0
Cr	170-200	15-50	4-25	60-100	20-40	5-16
Cu	60-120	15-80	10-30	40	5-30	2-10
Hg	-	-	0,08	0,18-0,40	0,04-0,10	0,04-0,05
Mn	1200-2000	500-1200	350-600	500-850	100-500	200-1000
Mo	1,0-1,5	0,6-1,0	1-2	0,7-2,6	0,2-0,8	0,16-0,40
Ni	130-160	5-55	5-15	50-70	5-20	7-20
Pb	3-8	12-15	15-24	18-25	5-10	3-10
V	200-250	30-100	40-90	100-130	10-60	10-45
Zn	80-120	40-100	40-60	80-120	15-30	10-25

Tableau 2 : Gamme de variations des teneurs naturelles en ETM des eaux, MES et sédiments d'eau douce dans le monde.

Eléments	Eau (ng/l)	MES ($\mu\text{g/g}$)	Sédiments ($\mu\text{g/g}$)
Cd	20 Mérian (1991)	0.3-0.8 Thomas et Meybeck (1992)	0.11 Salomons et Förstner (1984)
	10-350 Laane (1992)	0.23 Zuurdeeg et al. (1992)	0.55 Singh et al. (2002)
	1-3 Thomas et Meybeck (1992)	0.22 Meybeck et al. (2003)	
	2 Van de Berg et Zwolsman (2000)	0.10-0.25 Thevenot et al. (2002)	
Pb	200 Förstner et Wittman (1983)	20-40 Thomas et Meybeck (1992)	19 Salomons et Förstner (1984)
	50-8400 Laane (1992)	21-123 Zuurdeeg et al. (1992)	23 Singh et al. (2002)
	20-40 Thomas et Meybeck (1992)	20 Meybeck et al. (2003)	
	70 Van de Berg et Zwolsman (2000)	10.8-22 Thevenot et al. (2002)	
Cr	1-10 CE (2000)	28.8-46.6 Thevenot et al. (2002)	<100 CE (2000)
	OMS IPCS (1988)		150 Singh et al. (2002)
Cu	0.2-30 Flemming and Trevors (1989)	7-17 Thevenot et al. (2002)	33 Salomons et Förstner (1984)
	1-10 Juste et al. (1995)		<50 HSDB (2002)
Zn	10 HSDB (2000)	25.5-69.2 Thevenot et al. (2002)	55 Singh et al. (2002)
	IUCLID (2000)		95 Salomons et Förstner (1984)
			70-140 70-140 (CE, 1999)
Mn	460 10 ³ El Rayis et Saad (1985)		106 Singh et al. (2002)
			770 Salomons et Förstner (1984)
			1715 Singh et al. (2002)
			300-6700 WHO (2005)
Ni	300 Förstner et Wittman (1983)	12.5 Pereira-Ramos (1989)	40-60 Nolting et Helder (1990)
	Statham et al. (1999)	41 Zuurdeeg et al. (1992)	46 Singh et al. (2002)
		8.6-26.4 Thevenot et al. (2002)	
		<20 HSDB (2003)	
		16±2 Thomas et Meybeck (2003)	
Co	0.1-5 HSDB (2002)	4.2-7 Thevenot et al. (2002)	21 Singh et al. (2002)

I.3.1.2. Apports anthropiques

Compte tenu de leurs propriétés physiques intéressantes (bons conducteurs de chaleur et d'électricité, caractéristiques de dureté, de malléabilité, possibilités d'alliages, propriétés catalytiques, etc...), les ETM sont très utilisés par l'homme (tab. 3). Cette utilisation modifie

très significativement leur répartition et les formes chimiques sous lesquelles ils sont présents dans l'environnement, notamment au niveau des écosystèmes aquatiques (Miquel, 2001).

L'activité minière peut être à l'origine d'une dispersion d'ETM dans l'environnement qui peuvent contaminer les milieux aquatiques *via* les eaux de ruissellement.

La combustion du charbon et du fioul lourd, souvent chargés en ETM, est aussi responsable d'une dispersion considérable de ces derniers. Aussi l'utilisation du plomb comme anti-détonnant dans l'essence constitue un mode de contamination majeur de l'environnement. Ces éléments même rejetés dans l'atmosphère finiront tôt ou tard par contaminer les milieux aquatiques.

Les activités agricoles sont également à l'origine d'une contamination de l'environnement. Le sulfate de cuivre par exemple est utilisé pour traiter les vignes et les arbres fruitiers. L'arséniate de plomb a été utilisé dans le passé comme pesticide. Certains engrais, fabriqués à partir de minerais riches en phosphates, peuvent aussi avoir de fortes concentrations en cadmium présent en impureté. Les boues des stations d'épuration, les composts d'ordures ménagères ou le lisier utilisé pour amender les surfaces agricoles sont également susceptibles d'être contaminés par les ETM.

Tableau 3 : Principales sources d'ETM dans les écosystèmes aquatiques
(Synthèse d'après : Förstner, 1987 ; Michel, 1993, INERIS, 2004)

Eléments	Secteur d'activité
Cd	Production de soufre, photographie, plastique, fongicides, insecticides, peinture antisalissure, céramique, verreries, cimenteries, raffinage du pétrole, engrais...
Cu	Métallurgie, papeterie, engrais, raffinage, tannerie, photographie, peinture antisalissure, céramique...
Zn	Papeteries, peintures, plastiques, lubrifiants...
Pb	Papeterie, engrais, raffinage, métallurgie, imprimerie, canalisations, accumulateurs céramiques, anti-rouille...
Cr	Productions d'aciers, textiles, métallurgie, tannage du cuir, cimenterie, teintures et pigments...
Ni	Productions d'aciers, d'alliages non ferreux, ustensiles de cuisines, batteries alcalines, pigments minéraux, boues...
Co	Industrie électrique, aéronautique et automobile, métallurgie réfractive, industrie des peintures et vernis, fertilisants agricoles, industrie pharmaceutique, fabrication des semi-conducteurs...
Mn	Industrie électrique, construction navale, fabrication d'aciers, industrie automobile, agriculture (fongicide, engrais), teinturerie, tannerie, industrie de textile, industrie des céramiques et verre...

I.3.2. Influence des paramètres physico-chimiques du milieu sur le comportement des ETM.

En milieu aquatique, les contaminants se répartissent entre les différents compartiments de l'environnement aquatique (eau, matières en suspension, sédiments, biote). La répartition des contaminants dans les différentes composantes du milieu aquatique est contrôlée par des processus physiques, chimiques et/ou biologiques.

Les contaminants peuvent être présents sous forme dissoute ou complexée. Ils peuvent être transférés dans la phase solide (sédiments) suite à l'agrégation de matériaux dissous ou par adsorption sur des particules (Bonnet, 2000). En effet, les sédiments des écosystèmes aquatiques constituent une matrice complexe qui possède de multiples possibilités d'associations avec les contaminants (Förstner, 1996 ; Chapman et al. 1998).

La forme physico-chimique d'un composé détermine sa mobilité, sa biodisponibilité et sa toxicité vis-à-vis des organismes vivants. Dans un sédiment, il existe de nombreux échanges entre les différents compartiments, tels que de la phase particulaire vers la phase dissoute, entraînant ainsi une contamination (Wen et Allen, 1999). Ces échanges sont complexes et influencés par de nombreux facteurs physico-chimiques et biologiques (Förstner et Whittmann, 1979 ; Burgess et Scott, 1992). Les paramètres physico-chimiques influençant la mobilité et la disponibilité des ETM dans les écosystèmes aquatiques sont : le pH, la salinité, le potentiel d'oxydoréduction, le carbone organique, la capacité d'échange cationique, la concentration en ligands, etc.

I.3.2.1. Le pH

En milieu aquatique, le pH du milieu dépend de l'activité biologique et de la capacité tampon du système (équilibre $\text{CO}_3^{2-}/\text{HCO}_3^-$). La réduction des sulfates (SO_4^{2-}) en sulfure (S^{2-}) entraîne une augmentation du pH alors que la dénitrification (réduction des nitrates NO_3 en Azote N) entraîne sa réduction (Meyer et al. 1994). Dans ce dernier cas, on observe une dissolution des carbonates et une augmentation de la compétition entre les éléments traces métalliques et les ions hydrogènes vis-à-vis des sites d'adsorption ; ceci se traduit par un relargage de métaux sous forme hydratés et par la suite une augmentation de leur biodisponibilité et leur toxicité (Förstner et Whittmann, 1979 ; Burgess et Scott, 1992). Par ailleurs, l'acidification des eaux provoque un lessivage des cations métalliques adsorbés sur les matières en suspension par simple compétition entre les cations et les protons libérés par les acides (Lobersli et al. 1991 ; Förstner et al. 1986).

I.3.2.2. La salinité

L'augmentation de la salinité entraîne la remobilisation de métaux sédimentaires par compétition des ions magnésium et calcium vis-à-vis des autres métaux sur les sites de fixation (Förstner et Whittmann, 1979 ; Rasmussen et Andersen, 1999). Ce phénomène peut potentiellement avoir lieu lors de phases d'évaporation importante (étiage et fortes chaleurs). Il s'observe fréquemment dans les zones d'estuaire où les eaux douces des fleuves se rencontrent avec les eaux salines des mers. Elles sont souvent des sources d'ETM dissous (Förstner et al. 1986 ; Dai et al. 1995). Ceci a été observé pour le cadmium et le magnésium. Pour le cuivre et le plomb, les désorptions sont beaucoup plus faibles car ils sont principalement associés à la matière organique. Les ETM libérés (mobiles) présentent une toxicité plus ou moins marquée, car ils vont former des chloro-complexes qui sont moins biodisponibles que les ions libres (Förstner et Whittmann, 1979, Förstner, 1989).

I.3.2.3. Le potentiel redox

Le potentiel redox est l'un des paramètres les plus importants quant à la spéciation des ETM en milieu aquatique. La spéciation des éléments traces métalliques peut être affectée de manière indirecte par des changements en potentiel redox. En effet, la dissolution ou non de nombreux composés attachés à la phase solide dépend du potentiel d'oxydoréduction de la phase aqueuse. Ainsi, en milieu réducteur, les oxydes se solubilisent tandis qu'un milieu oxydant provoque une décomposition de la matière organique. Ainsi la mobilité de nombreux cations varie en fonction du potentiel redox, même si le pH est stable (Förstner et al. 1986 ; Calmano et al. 1993).

Une remise en suspension des sédiments lors des tempêtes et des fortes marées, la bioturbation et l'irrigation des sédiments par les organismes benthiques lorsqu'ils se déplacent ainsi que la modification du taux de sédimentation des particules ou la réduction des sulfates par les bactéries peuvent entraîner une augmentation du potentiel redox (Ankley et al. 1994 ; Tessier et al. 1994 ; Hansen et al. 1996 ; Peterson et al. 1996 ; Chapman et al. 1998). L'augmentation de ce dernier entraîne une oxydation des sulfures et la libération de métaux dans l'eau interstitielle et l'eau surnageante (Chapman et al. 1998 ; Peterson et al. 1996 ; Zoumis et al. 2001). A l'inverse, un milieu suffisamment réducteur par exemple provoque une précipitation de sulfure de plomb (Laperche et al. 2004).

I.3.2.4. Dureté

La dureté du milieu (eaux interstitielles, colonne d'eau) peut influencer directement la mobilité des éléments métalliques en solution. Les phénomènes impliqués sont des réactions de coprécipitation des ions métalliques avec les ions calcium (Ca^{2+}) et/ou magnésium (Mg^{2+}). Ces réactions sont influencées par le pH et le potentiel redox du milieu.

I.3.2.5. La concentration en ligands

La présence de ligands (Cl^- , OH^- , EDTA, NTA, ...) favorise la formation de complexes solubles avec les ions libres. L'activité de l'élément en solution est ainsi réduite. Ceci provoque une désorption des ions depuis la phase particulaire pour remplacer les ions libres en solutions (précédemment passés sous forme de complexe).

Les micro-organismes sont des agents importants de solubilisation ou de précipitation des éléments traces. En effet, certains de ces organismes vivants produisent eux-mêmes des agents complexants pour récupérer de leur environnement des métaux essentiels à leur fonctionnement (micronutriments). Ainsi, il arrive dans les régions agricoles, que les cultures soient traitées avec du NTA (acide nitrique triacétique) afin d'augmenter la capacité des végétaux à récupérer des métaux essentiels à leur métabolisme et donc leur productivité (Förstner et al. 1986). D'autre part, l'utilisation industrielle de surfactants cationiques (ammonium quaternaire) affecte de la même manière le transport des métaux traces (Hayes et al. 1995). Ainsi, la contamination de la phase aqueuse en ligands, d'origine naturelle ou anthropique (agriculture, industrie), influence fortement l'équilibre entre l'adsorption et la désorption des ETM sur la phase solide.

I.3.2.6. Le carbone organique

Le carbone organique est également un composant important dans l'adsorption des ETM, aussi bien dans la partie oxygénée du sédiment que dans la partie anoxique lorsque les métaux sont en quantité supérieure aux ions sulfures. Blasco et al. (2000) ont montré que dans l'eau interstitielle les profils de concentration sont différents selon les ETM. Le cuivre et le chrome par exemple sont enrichis dans l'eau interstitielle de la partie oxiq du sédiment car ils sont principalement pris en charge par la matière organique.

I.3.2.7. La fraction minérale

Les particules minérales n'interviennent de manière prépondérante dans la répartition des contaminants que si la teneur en matière organique des sédiments est inférieure à 0,2 %.

La fraction inorganique grossière n'est généralement pas associée aux contaminants chimiques notamment les ETM.

I.3.3. Comportement des ETM en milieu aquatique.

Dans les écosystèmes aquatiques, les ETM sont présents sous forme hydratée (M^{2+}), complexés par des ligands organiques ou inorganiques et/ou adsorbés sur des particules, (fig. 3).

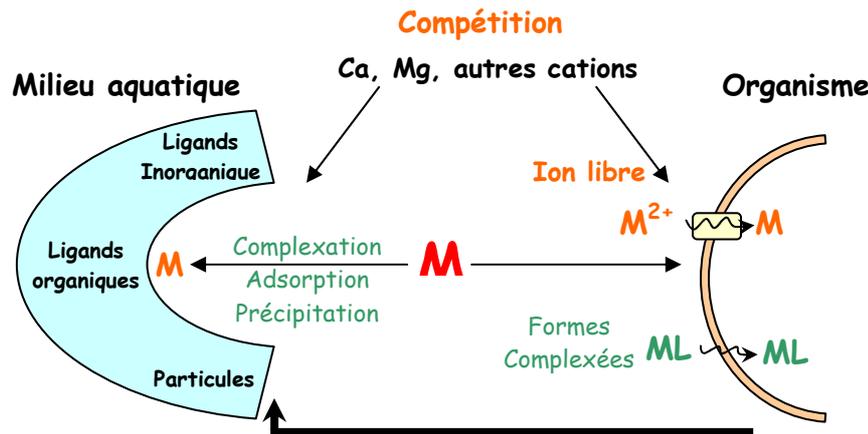


Figure 3 : Interactions subies par les ETM au cours de leur transport en milieu aquatique (Gilbin, 2001 adapté de Turner et Tessier, 1995).

Ce sont les caractéristiques physico-chimiques de l'eau (température, pH, potentiel d'oxydoréduction, dureté, teneur en ligands organiques et inorganiques...) qui conditionnent le degré de dissociation entre les formes complexes et ioniques. La complexation avec des ligands organiques et minéraux ainsi que la compétition avec d'autres cations divalents (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Fe^{2+}) influencent le devenir des ETM. La majeure partie des ETM rejetés dans l'eau se retrouve sous forme particulaire et tend à se déposer, précipiter ou s'adsorber sur la matière organique, les argiles et sur les oxydes et hydroxydes de manganèse et de fer pour finir dans les sédiments. Un relargage ultérieur des ETM depuis les sédiments contaminés reste possible en fonction des conditions physico-chimiques du milieu.

Par ailleurs, le devenir des ETM dans les écosystèmes aquatiques dépend aussi des caractéristiques de l'élément. Ainsi, le cadmium à l'état métallique n'est pas soluble dans l'eau, ses sels le sont plus ou moins (la solubilité dépend du contre-ion et du pH). En milieu aquatique, le cadmium est relativement mobile et peut être transporté sous forme de cations hydratés ou de complexes organiques ou inorganiques (HSDB, 2001).

La plupart des composés inorganiques du plomb (II) sont peu solubles dans l'eau (c'est par exemple le cas de PbS , PbCO_3 , PbSO_4), les composés halogénés du plomb (chlorure, bromure) ou les acétates de plomb étant plus solubles (Bodek et al. 1988). Dans le milieu aquatique, le plomb a tendance à être éliminé de la colonne d'eau en migrant vers les sédiments par adsorption sur la matière organique et les minéraux d'argile, précipitation comme sel insoluble (carbonate, sulfate ou sulfure) et réaction avec les ions hydriques et les oxydes de manganèse, mais la quantité de plomb restant en solution sera fonction du pH (HSDB, 2000). Dans le milieu aquatique, le plomb sous forme dissoute forme des complexes avec des ligands tels que HCO_3^- , CO_3^{2-} , OH^- , $(\text{OH})_2$ en eau douce mais également $(\text{Cl})_2$, $(\text{Cl})_3$ en eau de mer. Il peut aussi se complexer avec des sulfates. La précipitation (pour des pH assez élevés), la sorption (adsorption sur des matières particulaires et sur sédiments) sont également des phénomènes importants. Le plomb dans les rivières est principalement sous forme de particules en suspension (HSDB, 2000). Le plomb inorganique pourrait subir des réactions de méthylation, dans certaines conditions. Ces réactions auraient été mises en évidence dans les sédiments, mais leur mécanismes (réactions biologiques, chimiques) n'ont pas encore été pleinement mis en évidence (Adriano, 1986 ; HSDB, 2000 ; Kabata-Pendias et Pendias, 1992).

L'oxyde cuivreux (Cu_2O), est insoluble dans l'eau (Dameron et Howe, 1998). En revanche, le cuivre est légèrement soluble dans l'acide dilué et lentement soluble dans l'eau ammoniaquée (HSDB, 2002). Les formes CuSO_4 , $\text{Cu}(\text{OH})_2$ et CuCl_2 sont solubles dans l'eau (Dameron et Howe, 1998). L'ion Cu^+ est instable dans l'eau sauf en présence d'un ligand stabilisateur comme les sulfures, les cyanures ou les fluorures. L'ion Cu^{2+} forme de nombreux complexes stables avec des ligands minéraux, comme les chlorures ou l'ammonium, ou avec des ligands organiques (ATSDR, 1990 ; Dameron et Howe, 1998). Dans les milieux aqueux, le comportement du cuivre est influencé par de nombreux processus : complexation avec des ligands organiques (surtout sur les groupes $-\text{NH}_2$ et $-\text{SH}$, et dans une moindre mesure sur le groupe $-\text{OH}$) ou minéraux, adsorption sur des oxydes métalliques, des argiles ou des matières organiques particulaires, bioaccumulation, présence de cations de compétition (Ca^{2+} , Fe^{2+} , Mg^{2+} ...), présence de sels (OH^- , S^{2-} , PO_4^{3-} , CO_3^{2-} ...), échange entre les sédiments et l'eau (ATSDR, 1990 ; Dameron et Howe, 1998). La majorité du cuivre rejeté dans l'eau est sous forme particulaire (ATSDR, 1990 ; Dameron et Howe, 1998) et tend à se déposer, à précipiter ou à s'adsorber à la matière organique, au fer hydraté, aux oxydes de manganèse ou aux argiles. Dans l'eau, le cuivre particulaire représenterait de 40 à 90 % du cuivre (ATSDR,

1990). Après introduction du cuivre dans le milieu aquatique, l'équilibre chimique est généralement atteint en 24 heures (Dameron et Howe, 1998).

Le zinc existe dans l'eau sous diverses formes : ion hydraté ($\text{Zn}(\text{H}_2\text{O})^{2+}$), zinc complexé par les ligands organiques (acides fulviques et humiques), zinc adsorbé sur de la matière solide, oxydes de zinc, etc. La spéciation du zinc dans le compartiment aquatique est un phénomène très complexe qui dépend de nombreux facteurs abiotiques tels que le pH, la quantité de matière organique dissoute, le potentiel redox, etc. Dans différentes rivières européennes, une distribution de 30 % de zinc libre et 70 % de zinc complexé a été rapportée par Jansen et al. (1998). Le chlorure de zinc et le sulfate de zinc sont très solubles dans l'eau, mais peuvent s'hydrolyser en solution pour former un précipité d'hydroxyde de zinc, sous des conditions réductrices. Un pH faible est nécessaire pour maintenir le zinc en solution.

Dans les eaux naturelles, il existe un équilibre entre le chrome trivalent (III) et le chrome hexavalent (VI). Le chrome trivalent se trouve sous forme d'ions chargés positivement ayant tendance à former des complexes avec la matière organique ; quant au chrome hexavalent, il se trouve presque exclusivement sous forme anionique. Le comportement du chrome dans ces milieux varie selon sa forme chimique (Murray et al. 1983 ; Campbell et Yeats, 1982). Le chrome trivalent tend à s'associer à des substances en phase solide relativement inertes. Vu que le chrome forme des oxydes, des hydroxydes et des phosphates hautement insolubles et qu'il s'adsorbe sur des particules en suspension, le chrome (III) dissous est éliminé rapidement des eaux de surface par les matières particulaires qui s'y déposent (Cranston et Murray, 1978). Toutefois, le chrome trivalent peut aussi former des complexes stables avec beaucoup de ligands organiques et inorganiques en solution ou en dispersion colloïdale. Ce chrome (III) peut être transformé en chrome (VI) par des oxydants comme l' H_2O_2 qui se forment photochimiquement dans les eaux de surfaces aérobies (Pettine et Millero, 1990 ; Pettine et al. 1991 ; Nriagu, 1990).

Par ailleurs, la solubilité du chrome VI est importante alors que le chrome III est généralement peu soluble. Contrairement donc au chrome trivalent, le chrome hexavalent ne s'adsorbe pas facilement sur les surfaces ; de plus, comme la plupart de ses sels sont solubles, la majorité du chrome (VI) rejetée dans des eaux de surface aérobies y est présente sous forme d'espèces ioniques solubles telles que les hydrochromates, les chromates et les dichromates (Rai et al. 1989). Cependant, une vaste gamme d'agents réducteurs comme S^{2-} , Fe(II), l'acide fulvique peuvent transformer en Cr(III) le Cr(VI) dissous l'éliminant ainsi de la solution, en particulier dans les eaux anaérobies profondes (Nriagu, 1990). L'efficacité de ces agents

réducteurs varie en fonction du pH, des conditions d'oxydoréduction et de la concentration en chrome total (Nriagu, 1990).

En milieu aqueux aérobie, l'état divalent du nickel peut former une large gamme de composés et constitue le seul état d'oxydation important du nickel. La plupart des complexes formés par le nickel le sont avec un nombre de coordination de six. Ainsi, en milieu aqueux, le nickel est présent comme ion hexahydraté. Le nickel reste très faiblement adsorbé par la plupart des organismes vivants, mais est associé en grande partie à la matière particulaire (Kabata-Pendias et Pendias, 1992 ; ATSDR, 1997).

Le cobalt est insoluble dans l'eau froide ou chaude (HSDB, 2001). Dans les rivières, les lacs et les estuaires, le cobalt est adsorbé en grande quantité par les sédiments. On le retrouve également précipité sous forme de carbonate ou d'hydroxyde, ou bien avec les oxydes des minéraux présents (ATSDR, 2001). L'adsorption ou bien la complexation avec des substances humiques est également possible, mais dépend des facteurs environnementaux comme le pH. Ce dernier influence la distribution du cobalt ; plus ce dernier est élevé plus le cobalt est complexé, en particulier avec des carbonates, au dépend du cobalt libre. L'adsorption du cobalt par les sédiments augmente elle aussi avec le pH. Un milieu acide favorise le cobalt sous forme libre (ATSDR, 2001). Par ailleurs, la présence de polluants organiques dans le milieu aquatique modifie également la distribution des spéciations du cobalt. Ce dernier adsorbé sur les sédiments diminue au profit du cobalt dissous et du cobalt précipité ou co-précipité quand la concentration en matière organique augmente (ATSDR, 2001).

Dans l'eau, la mobilisation du manganèse est favorisée par un potentiel redox faible et/ou un pH acide (IUCLID, 2000a, 2000b). Le principal anion associé avec le manganèse est le carbonate. La concentration en manganèse est donc limitée par la faible solubilité de MnCO_3 (ATSDR, 2000). Les différents dérivés du manganèse, y compris les dérivés organiques comme le manèbe et le mancozèbe, sont le plus souvent transportés sur les matières en suspension dans l'eau et les sédiments. Dans les îles britanniques, il a été trouvé que 67 à 84 % du manganèse total est présents dans le milieu aquatique soit sur le littorale ou plus au large des îles (HSDB, 2003 ; ATSDR, 2000).

I.3.4. Ecotoxicité des ETM en milieu aquatique

L'écotoxicologie a été introduite pour la première fois en 1969 par Truhaut (Moriarty, 1990). Cette discipline née de la rencontre entre écologie et toxicologie a fait l'objet de très nombreuses définitions (Férard, 2012). L'écotoxicologie est une science (Depledge, 1993) ;

qui a d'abord été définie par Jouany (1971) comme «*l'étude des effets nuisibles sur les relations entre organismes et environnement*». Aujourd'hui, l'écotoxicologie est une science intégrative qui tient compte des facteurs physiques, chimiques, biologiques, et aussi sociaux (santé humaine) et dont un séminaire organisé par l'INEE (CNRS) et l'INRA en septembre 2009 à La Londe les Maures a permis de préciser que «*les activités de recherche en écotoxicologie concernent l'étude du devenir et des effets des substances toxiques dans les écosystèmes, avec comme caractéristique essentielle de s'intéresser à des continuums, qu'il s'agisse des niveaux d'organisation biologique (de l'échelle moléculaire à la biosphère) et des effets associés ou de continuums spatio-temporels (dispersion des toxiques, interactions avec les dynamiques écologiques, etc.)*. Les recherches en écotoxicologie mettent en œuvre des approches variées et complémentaires qui combinent l'expérimentation (*in vitro* mais aussi *in situ*), l'observation et la modélisation (Anonyme, 2009). L'écotoxicologie est ainsi considérée comme un domaine qui intègre les effets écologiques des pollutions chimiques sur les populations, les communautés et les écosystèmes ainsi que leur devenir (transport, transformation et dégradation) dans l'environnement (Forbes et Forbes, 1997).

I.3.4.1. Les tests écotoxicologiques

I.3.4.1.1. Définition et intérêt

Les tests d'écotoxicité (ou bioessais) font partie des outils dont dispose l'écotoxicologie pour évaluer l'impact potentiel des toxiques sur l'environnement. Un test d'écotoxicité peut se définir comme un essai expérimental déterminant l'effet d'un ou de plusieurs produits à l'échelle moléculaire, individuelle et/ou sur un groupe d'organismes sélectionnés, dans des conditions bien définies.

L'objectif de ces essais est d'évaluer le danger potentiel pour l'environnement d'une substance ou d'un mélange de substances chimiques au regard des effets observés lors d'une contamination en conditions contrôlées d'une espèce, d'un groupe d'espèces ou d'une fraction d'écosystèmes (Cairns et al. 1990). Ils permettent d'évaluer la toxicité d'une substance chimique à différentes échelles spatiotemporelles ainsi qu'à différents niveaux d'organisation biologiques (Cairn et al. 1990 ; Caquet et al. 1996).

Le niveau de représentativité des tests écotoxicologiques par rapport aux écosystèmes naturels est variable. Il évolue principalement en fonction de l'échelle spatio-temporelle des bioessais et de la complexité des biocénoses exposées aux toxiques (Caquet et al. 1996 ; Caquet et al. 2001). Notons que ces tests écotoxicologiques sont standardisés au niveau international (OCDE, ISO, EPA, Environnement Canada, AFNOR, ...).

I.3.4.1.2. Les différents types de tests et significations écotoxicologiques

a. Les tests monospécifiques

La grande majorité des tests réalisés en laboratoire sont monospécifiques, l'exposition aux contaminants ne concernant qu'une espèce d'organismes aquatiques généralement représentative d'un niveau trophique déterminé. L'utilisation importante et courante des essais monospécifiques est liée à leurs nombreux avantages. Leur mise en œuvre est en effet simple et rapide pour un coût modéré. La pertinence des informations qu'ils fournissent est également un atout car ils possèdent généralement une sensibilité et une reproductibilité de bonne qualité (Calow, 1993 ; Ramade, 2002). Il est possible de différencier trois catégories principales de tests monospécifiques :

Les tests d'écotoxicité aiguë.

Ce sont des essais à court terme, au cours desquels les effets doivent se révéler sur une courte durée (de quelques heures à quelques jours en fonction du cycle de vie de l'animal, moins de 10 % de sa durée de vie) après l'exposition à une concentration d'une substance. L'écotoxicité aiguë se manifeste donc après exposition à un stimulus suffisamment important pour induire une réponse biologique rapide. Si aucun effet n'est observé, la substance n'a pas d'écotoxicité aiguë, dans les conditions de l'essai ; ce qui ne veut pas dire pour autant que cette substance ne présente pas d'écotoxicité chronique. Ces essais permettent d'établir une relation entre la concentration d'exposition et l'intensité de l'effet. Les résultats sont généralement exprimés par une CE50 (Concentration Efficace) qui est la concentration pour laquelle les effets sont observés pour 50 % des individus testés. Les effets peuvent être observés sur la survie ou encore la mobilité.

Les tests d'écotoxicité chronique

Ce sont des tests qui permettent de déterminer l'écotoxicité chronique (à moyen ou à long terme) de l'organisme d'essai. Le temps d'exposition correspond en principe à plus de 10 % de la durée de vie probable de l'organisme en dehors de facteurs de stress et doit intégrer plusieurs stades critiques de son cycle de vie (Férard, 2012). L'écotoxicité chronique s'exprime après exposition unique (continue ou répétée) à un stimulus à faibles concentrations. En plus de la CE50, les essais à moyen et long terme permettent de déterminer aussi deux concentrations expérimentales : la NOEC ou No Observed Effect Concentration pour laquelle aucun effet significatif par rapport au témoin n'est

observé sur l'espèce étudiée dans les conditions de l'essai et la LOEC ou Lowest Observed Effect Concentration pour laquelle un effet significatif par rapport au témoin est observé dans les mêmes conditions de l'essai. L'écotoxicité s'exprime à travers des critères d'effets sublétaux tels que la croissance, l'activité trophique et la reproduction.

Les tests de génotoxicité

L'objectif de ces tests est d'évaluer la capacité des contaminants à entraîner des altérations de l'ADN, phénomènes généralement initiateurs de mutations géniques et/ou chromosomiques. La durée des expositions est variable de quelques heures à quelques jours (Triffault-Bouchet, 2004).

b. Les tests plurispécifiques (mésocosmes, microcosmes).

Les mésocosmes et les microcosmes reproduisent des écosystèmes artificiellement clos (volumes compris entre quelques litres et plusieurs mètres cubes) constitués par la mise en place de composantes abiotiques et de plusieurs espèces représentatives des niveaux trophiques du milieu aquatique simulé (Caquet et al. 1996). La distinction entre microcosmes et mésocosmes dépend essentiellement des dimensions des systèmes réalisés. Les mésocosmes sont des systèmes artificiels extérieurs dont le volume est supérieur à 15m³ lorsqu'il s'agit de mares ou d'une longueur supérieure à 15 m lorsqu'il s'agit de rivières artificielles (Caquet et al. 2001). Les microcosmes au laboratoire sont des systèmes de tailles restreintes sous conditions de température, d'éclairement et de photopériode contrôlées. Les microcosmes extérieurs correspondent à des mares expérimentales d'un volume d'eau inférieur à 15 m³ ou d'une rivière artificielle dont la longueur est inférieure à 15 m de long (Crossland et La Point, 1992 ; Caquet et al. 1996).

L'utilisation des microcosmes et mésocosmes permet de se placer à un niveau de représentativité des écosystèmes supérieur à celui des bioessais monospécifiques (Kimball et Levin, 1985 ; Forbes et Forbes, 1997, Ramade, 1992, Ramade, 2007). Ces systèmes permettent d'étudier simultanément les effets d'un ou plusieurs polluants sur un grand nombre d'espèces, représentatives de plusieurs niveaux d'organisation trophique (Cairns et al. 1990 ; Crossland et La Point, 1992 ; Fliedner et Klein, 1996, Caquet et al. 2001, Parent-Raoult, 2004, Cauzzi, 2007). Ils sont supposés reconstituer les fonctions biologiques majeures caractéristiques d'un écosystème : respiration, photosynthèse, productivité primaire, prédation, reproduction, etc. (Brockway et al. 1979 ; Calow, 1993 ; Pratt et al. 1997 ; Oberholster et al. 2005). Notons que l'influence des caractéristiques du milieu (texture du

sédiment, teneur en oxygène dissous, pH, température, etc.) sur le devenir des contaminants n'est pas négligée.

I.3.4.2. Biodisponibilité et toxicité des éléments traces métalliques en milieu aquatique

La biodisponibilité peut être définie comme le degré avec lequel un contaminant est assimilé par un organisme (O'Donnel et al. 1985 ; Newman et Jagoe, 1994). Elle met en jeu trois étapes principales : l'advection ou la diffusion depuis la solution vers la paroi membranaire, la complexation avec les sites de transport et enfin le transport à travers la membrane et assimilation par l'organisme (Campbell, 1995). La connaissance de la biodisponibilité d'un élément toxique dans un milieu donné est primordiale pour estimer l'exposition des organismes au toxique et son effet sur ces derniers (toxicité, bioaccumulation, bioconcentration). Dans le cas des ETM, il est connu depuis longtemps que les concentrations totales du milieu ne permettent pas d'évaluer l'exposition réelle ni les effets possibles sur les organismes. En effet, leur spéciation conditionne leur mobilité et leur biodisponibilité. En général la forme libre ou ionique est la plus biodisponible et toxique et ceci quel que soit le métal. L'accumulation des ETM dans les tissus vivants provient de leur forte capacité à former les liaisons avec les ligands cellulaires (Bliefert et Perraud, 2001). Plus ces liaisons sont ioniques, plus le métal sera électronégatif, plus la liaison sera forte et donc la toxicité importante. En effet, le degré de toxicité est fonction de la nature et de la force des liaisons. Suivant leur nécessité pour les organismes vivants, les ETM peuvent être classés en éléments essentiels ou oligo-éléments et en éléments non essentiels (Bliefert et Perraud, 2001). De plus, un élément peut être essentiel pour un organisme et non essentiel et/ou toxique pour un autre (tab. 4).

Il est à noter aussi que les organismes vivants ont des besoins en éléments essentiels suivant des concentrations bien définies. C'est pourquoi, une carence peut entraîner l'inhibition d'une fonction chez un organisme alors qu'un excès peut être à l'origine d'une toxicité. Cette toxicité dépend de plusieurs facteurs tels que sa forme (spéciation), la façon dont il est absorbé (ingestion, inhalation...), le type d'organisme (plante, animal...), l'état de développement de l'organisme et la sensibilité des organes (Bliefert et Perraud, 2001). Du fait de ces facteurs, la toxicité des ETM est très variable (tab. 5). Chez la moule d'eau douce *Dreissena polymorpha* par exemple, connue par sa sensibilité aux contaminants métalliques, la toxicité varie considérablement d'un métal à l'autre. Celle-ci en filtrant l'eau pour se nourrir des microorganismes peut ingérer des ETM dissous et/ou particuliers associés aux matières en suspension. Elles peuvent ainsi accumuler de fortes teneurs en ETM qui peuvent

avoir des effets néfastes sur leurs activités métaboliques notamment sur leur capacité de filtration. Les perturbations peuvent être observées pour des concentrations de l'ordre de $1,5 \cdot 10^{-2} \mu\text{g.l}^{-1}$ pour le cuivre, $0,1 \mu\text{g.l}^{-1}$ pour le cadmium, $0,2 \mu\text{g.l}^{-1}$ pour le zinc et $0,4 \mu\text{g.l}^{-1}$ pour le plomb (Mouabad et Pihan, 1993). La toxicité des ETM dépend aussi de plusieurs paramètres environnementaux modifiant leur spéciation en solution. Parmi ces paramètres, le pH dont l'augmentation entraîne la précipitation des cations métalliques sous forme d'hydroxydes ou d'oxydes de métaux insolubles. Le potentiel d'oxydo-réduction peut également affecter la toxicité des ETM en favorisant la prédominance de leurs formes oxydées ou réduites.

Tableau 4 : Eléments traces métalliques indispensables et toxiques aux organismes vivants. Synthèse d'après (ADEME, 1995 ; Juste et al. 1995)

Elément	Symbole	Indispensable à faible dose		Toxique à forte dose	
		Végétaux	Animaux	Végétaux	Animaux
Arsenic	As		*	*	*
Bore	B	*		*	
Cobalt	Co	*	*		*
Chrome	Cr		*	*	*
Cuivre	Cu	*	*	*	*
Etain	Sn		*		*
Fluor	F		*		
Fer	Fe	*	*		
Iode	I		*		*
Manganèse	Mn	*	*	*	
Molybdène	Mo	*	*		*
Nickel	Ni	*	*	*	*
Sélénium	Se		*		*
Silicium	Si		*		*
Vanadium	V		*	*	*
Zinc	Zn	*	*	*	*
Cadmium	Cd			*	*
Mercure	Hg			*	*
Plomb	Pb			*	*
Thallium	Tl			*	*

Par ailleurs, plusieurs études ont été effectuées sur la toxicité des ETM vis-à-vis des organismes vivants aquatiques (Naimo, 1995; Gundacker, 1999; Camusso et al. 2001). La toxicité des ETM pour les organismes est globalement basée sur leurs interactions avec les protéines, enzymes, acides nucléiques et métabolites, de la paroi cellulaire, de la membrane et dans le cytoplasme. Le métal toxique ou biodisponible est transporté de la solution vers le cytoplasme, à travers la membrane.

Ainsi, à faibles concentrations, le cuivre est essentiel pour les algues. C'est un constituant et un cofacteur de différents enzymes mais intervient également dans diverses voies métaboliques comme catalyseur (Franklin et al. 2002b). Cependant à des concentrations plus importantes que celles nécessaires à un développement optimal, le cuivre inhibe la croissance et plusieurs processus cellulaires incluant la photosynthèse, la respiration, l'activité enzymatique mais également la synthèse de pigments et de protéines. La division cellulaire peut, également, être affectée par le cuivre par oxydation des groupements thiol, sulfhydryl et du glutathion (Raven et al. 1999 ; Franklin et al. 2000). Les cellules, notamment les cyanobactéries, peuvent développer des mécanismes de défense en synthétisant des ligands tels que les sulfures, metallothionéines, phytochélatines... (Moffett et Brand, 1996). Cependant, dans les milieux pollués, la synthèse de ces ligands protecteurs apparaît faible par rapport au temps de mélange rapide des eaux, en particulier lorsqu'il y a un apport exogène continu en ETM (Moffett, 1997).

Le zinc, élément essentiel pour l'ensemble des organismes vivants (tab. 5), joue un rôle spécifique dans de nombreuses réactions biologiques en particulier enzymatiques en intervenant comme cofacteur. Tout comme le cuivre, en concentrations excessives, il peut perturber les processus métaboliques et endommager certains tissus intracellulaires (Price et Morel, 2007). L'étude menée par Paulsson et al. (2000) montre que le zinc interfère avec le phosphore intracellulaire présent dans les algues et le phosphore extracellulaire, rendant ce nutriment moins disponible pour la communauté algale.

Contrairement à de nombreux ETM, le cadmium n'a aucun rôle métabolique connu et ne semble pas biologiquement essentiel ou bénéfique au métabolisme des êtres vivants. Il remplace parfois le Zn dans des systèmes enzymatiques carencés en Zn chez le plancton (Price et Morel, 1990 ; Lane et Morel, 2000). Au niveau sublétal, des concentrations de 0,05 à 1,2 $\mu\text{g.l}^{-1}$ peuvent provoquer des effets physiologiques ; des anomalies dans le développement embryonnaire et larvaire et des inhibitions de croissance sont observées chez les mollusques bivalves (Chiffolleau et al. 2001).

Le plomb inorganique peut être considéré comme toxique (concentration létale de 1 à 10 mg/l) ou modérément toxique (concentration létale de 10 à 100 mg/l) alors que les teneurs létales en plomb tétralkylé sont considérées comme très toxiques voire extrêmement toxiques ($\text{CL}_{50-96\text{h}} < 1 \text{ mg.l}^{-1}$) (Marchand et Kantin, 1997). Des effets sur la croissance de certaines espèces phytoplanctoniques ont été enregistrés à partir de 0,5 $\mu\text{g.l}^{-1}$. Les invertébrés sont plus sensibles au stade embryonnaire qu'au stade adulte. En effet, la concentration inhibitrice du développement embryonnaire de la moule (*Mytilus galloprovincialis*) est d'environ 500 $\mu\text{g.l}^{-1}$.

Tableau 5 : Données d'écotoxicité chronique pour des organismes d'eau douce.

Organisme	Genre/Espèce	Substance	Critère d'effet	Valeur (µg/l)	Référence
Algues	<i>Selenastrum capricornutum</i>	CdO	NOEC (72h)	50	Pharmaceutica (1993)
		Pb(CH ₃ OO) ₂	NOEC-13j	100	Christensen et al. (1979)
		Cu ²⁺	NOEC (72h)	64	RIVM (1999)
		ZnO	NOEC (3J)	24	Van Ginneken (1994)
		K ₂ Cr ₂ O ₇ (CrVI)	CE10-72h	0,11 (mg/l)	Nyholm (1991)
		NiCl ₂	NOEC (72h)	45	Janssen et Persoone, 1993
		CoSO ₄	NOEC (72h)	10-15	TNO (s1992)
Crustacés	<i>Daphnia magna</i>	MnCl ₂	CE50-14j	3,1 (mg/l)	Christensen et al. (1979)
		CdCl ₂	NOEC (14j)	2,5	Elnabarawy et al. (1986)
		PbCl ₂	NOEC (21j)	15	Biesinger et Christensen (1972)
		CuCl ₂	NOEC (14j)	10	BKH (1995)
		ZnCl ₂	NOEC (3s)	35	Biesinger et Christensen (1972)
		K ₂ Cr ₂ O ₇	NOEC (21j)	0,018 (mg/l)	Kuhn et al. 1989
		NiCl ₂	NOEC (21j)	15	Biesinger et Christensen (1972)
		CoCl ₂	NOEC (21j)	5	Biesinger et Christensen (1972)
		MnCl ₂	CE50-21j	5,7 (mg/l)	Biesinger et Christensen (1972)
		Poissons	<i>Oncorhynchus mykiss (ELS)</i>	CdCl ₂	NOEC-21j
<i>Brachydanio rerio</i>	Pb(CH ₃ OO) ₂		NOEC-16j	120	Dave et Xiu (1991)
<i>Oncorhynchus mykiss (ELS)</i>	CuSO ₄		NOEC-7s	11	Mc Kim et al. (1978)
<i>Brachydanio rerio</i>	ZnSO ₄		NOEC-25j	25	Sinley et al. (1974)
	Na ₂ Cr ₂ O ₇		NOEC (8m)	0,1 (mg/l)	Benoit (1976)
<i>Oncorhynchus mykiss (ELS)</i>	Ni SO ₄		NOEC-8j	40	Dave et Xiu (1991)
	CoCl ₂		NOEC-16j	60	Dave et Xiu (1991)
		MnCl ₂	CE50-28j	2,9 (mg/l)	Birge (1978)

Chapitre II

Matériel et Méthodes

II.1. Présentation de la zone d'étude

II.1.1. Situation géographique

Avec une superficie de 8815 km² environ, le bassin versant Kebir Rhumel déborde largement les limites géographiques du Constantinois : il s'étend entre la mer Méditerranée au Nord et les marges septentrionales des hautes plaines des sebkhas (lacs salés) au Sud présentant ainsi des caractères physiques nettement contrastés, d'où son originalité. Il est juxtaposé à d'autres unités hydrologiques recouvrant également Tell et hautes plaines, il s'agit du bassin de la Seybouse à l'Est et le bassin de la Soumam à l'Ouest (Mebarki, 1984).

II.1.2. Géologie et lithologie

Le bassin versant Kebir Rhumel est composé de domaines géologiques très différents : (fig. 4), (Mebarki, 1982 et 2005).

- *le domaine des Hautes-Plaines sud-constantinoises (DI)*, constitué de deux grandes unités lithologiques : les massifs carbonatés du néritique constantinois et les plaines plioquaternaires d'une part et d'autre part les massifs de calcaires jurassiques et crétacés.
- *le bassin néogène de Constantine-Mila (DII)*, d'âge mio-pliocène et à dominance argileuse, à l'exception de quelques affleurements de calcaires lacustres.
- *le domaine des nappes tectoniques de Djemila (DIII)*, à l'ouest de Ferjioua, en position occidentale par rapport au domaine DII. Elles sont formées d'une alternance de marnes et de calcaires marneux (Jurassique-Crétacé-Eocène).
- *le domaine de la dorsale kabyle et des massifs gréseux numidiens (DIV)*, au nord de Grarem. Il est constitué essentiellement de grès numidiens sous lesquels apparaissent des calcaires jurassiques très tectonisés de la dorsale kabyle.
- *le domaine du socle granitique et cristallophylien de la petite Kabyle d'El Milia (DV)*, au sud d'El Milia, la vallée du Kébir s'encaisse dans les formations du socle. Large de 1 à 2 km, cette vallée renferme des graviers et sables alluviaux abondants.

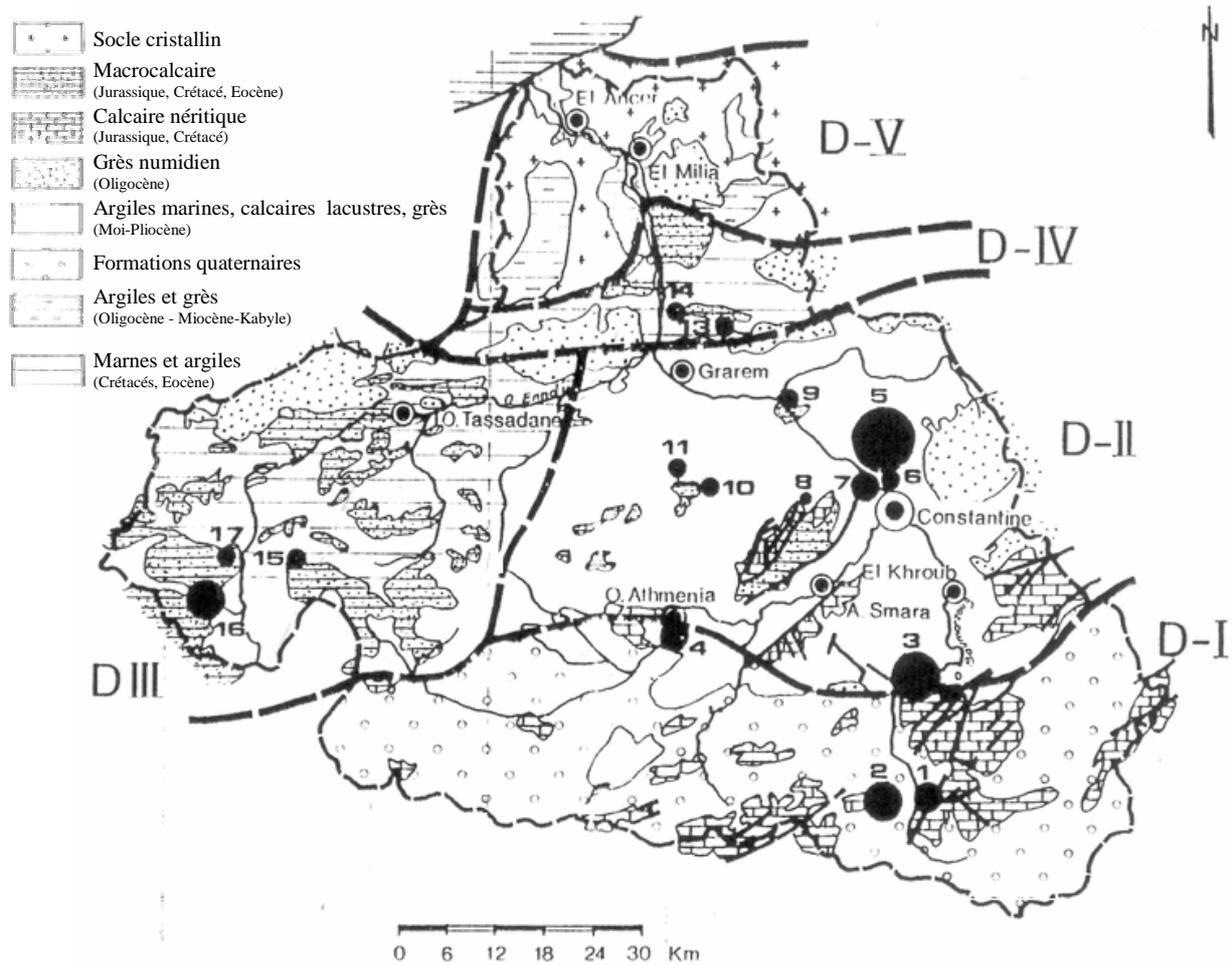


Figure 4 : Les grands domaines hydrogéologiques du Kébir-Rhumel (Mebarki et Thomas, 1988).

II.1.3. Réseau hydrographique

Le bassin Kebir Rhumel présente un chevelu hydrographique très dense, totalisant un réseau de plus de 4200 km. Quarante oueds ont une longueur supérieure à 10 km (fig. 5). Ce bassin résulte principalement de la jonction de deux cours d'eau importants : l'oued Rhumel et l'oued Endja, drainant respectivement une superficie de 5315 km² et 2160 km² et dont la confluence donne naissance à l'oued Kebir (Mebarki, 1982).

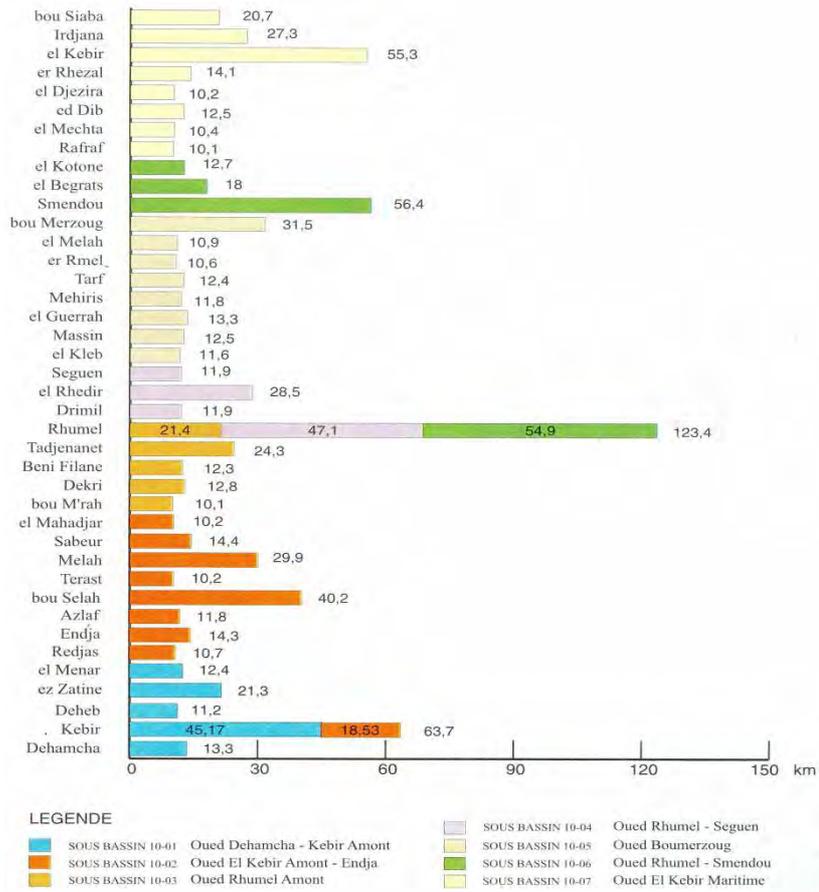


Figure 5 : Principaux oueds du bassin versant Kebir Rhumel (longueur > 10 km) (ABH, 2004).

L’oued Rhumel prend sa source vers 1160 m dans les marges méridionales du Tell, au nord-ouest de Belaâ. Il draine, suivant une orientation SO–NE, les sous-bassins semi-arides des Hautes Plaines (Tadjenanet, Chelghoum Laid) puis franchit le Rocher de Constantine en s’encaissant profondément (200 m de dénivellation) dans des gorges calcaires (fig. 6). Ensuite, il s’écoule en direction Nord-Ouest et plus au Nord, aux environs de Sidi Merouane, il conflue avec l’oued Endja qui draine la partie occidentale du bassin. Durant tout ce parcours, l’oued Rhumel reçoit quelques affluents importants, entre autres les oueds Dekri, Athmania, Seguen, Boumerzoug, Smendou et Ktone (Mebarki, 1982 ; Mebarki et Laborde, 2005).

L’oued Endja est formé à l’amont par la confluence de l’oued Dehamcha et de l’oued Menaâ. Le premier prend sa source au seuil des hautes plaines au nord d’El Eulma alors que le second prend sa source aux environs d’Ain El Kebira dans les massifs de la petite Kabylie. A l’instar de la haute vallée du Rhumel, il suit une direction SO-NE, mais cette fois à travers

les reliefs montagneux du Tell, parallèlement à la chaîne numidique qui le borde au Nord. Durant son parcours, l'oued Endja ne reçoit pas d'affluents importants sur sa rive gauche, mais sur sa rive droite, il collecte les eaux des oueds Rarama (ou Djemila) ainsi que ceux de Bou Selah, de Redjas et d'El Melah (Mebarki, 1982 et 2005).

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

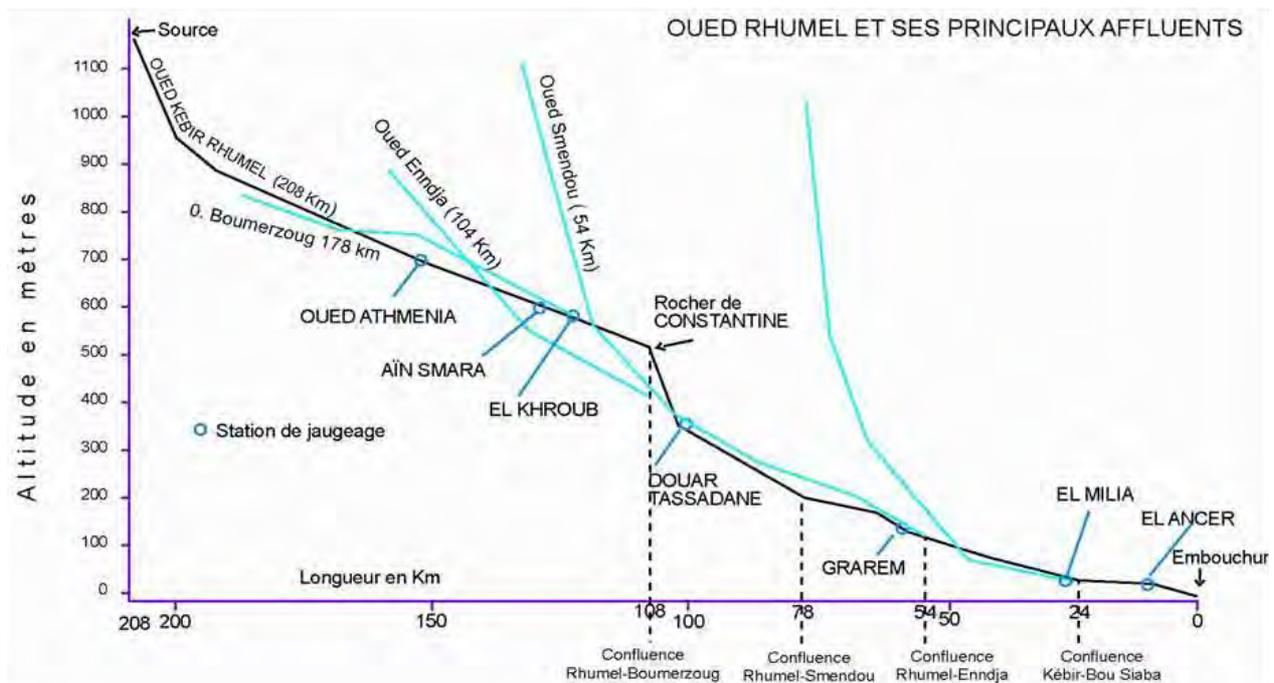


Figure 6 : Profil en long de l'oued Kébir-Rhumel (Mebarki, 1982).

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

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

✚ **Le Bassin inférieur** correspondant à l'oued El Kebir, à l'aval de la confluence Endja-Rhumel.

Notons par ailleurs, que l'oued Rhumel alimente deux barrages, Hammam Grouz (45 hm³) situé dans la commune de Oued El Athménia et Beni Haroun (795 hm³) dans la commune de Grarem Gouga, respectivement en amont et en aval de Constantine. La mise en eau de ce dernier a été effectuée au mois de Juillet 2003. Le bassin compte aussi un barrage de moindre importance, Berla (3,2 hm³) localisé dans la commune d'Ain-Smara.

II.1.4. Climatologie.

Le bassin versant Kebir Rhumel rassemble sur sa toute superficie 22 stations pluviométriques qui se répartissent comme suit :

- ✓ 4 au niveau du sous bassin Dehamcha-Kebir amont,
- ✓ 1 au niveau du sous bassin Kebir amont-Endja,
- ✓ 5 au niveau du sous bassin Kebir amont,
- ✓ 3 au niveau du sous bassin Rhumel-Seguen,
- ✓ 3 au niveau du sous bassin Boumerzoug,
- ✓ 2 au niveau du sous bassin Rhumel-Smendou,
- ✓ 4 au niveau du sous bassin Kebir maritime.

Dans le cadre de cette étude, seules les mesures de température et des précipitations de la station climatologique d'Ain El Bey ont été prises en considération. Les données climatiques de cette dernière étant complètes ; la station est ainsi considérée comme représentative du climat régional.

D'une manière générale, le climat de la région est continental, semi-aride au Sud et sub-humide notamment au Nord de Constantine (Mebarki, 1982). Il est caractérisé par une forte variabilité inter-mensuelle et inter-annuelle de la pluie avec une nette décroissance de la pluviosité au Nord (450 mm/an en moyenne) au Sud (320 mm/an). Le cycle thermique se subdivise en une saison chaude de mai à octobre et une saison froide de novembre à avril. A titre indicatif, les données climatiques de la station d'Ain El bey sont données dans les tableaux 6 et 7.

Par ailleurs, notons que les régimes hydrologiques se calquent dans leurs grandes lignes sur celles des précipitations. On note une augmentation du débit annuel de l'amont vers l'aval. Cependant il faut souligner l'extrême irrégularité des régimes du cours d'eau qui vit au rythme des averses. D'un caractère torrentiel, parfois excessif en automne et en hiver, car les

crues peuvent être violentes et dévastatrices, il est soumis, pendant la saison sèche, à une longue période de maigre. Les débits journaliers de la saison estivale peuvent être nuls mais peuvent fluctuer et augmenter rapidement suite à des orages.

Tableau 6 : Températures mensuelles et annuelles en (mm) pendant 10 années hydrologiques. (Station Ain El Bey-Constantine).

	Jan	Fév	Mar	Avr	Mai	Jui	Juil	Aou	Sep	Oct	Nov	Déc
1997	8,3	9,1	9,1	12,3	19,9	24,9	25,5	25,3	21,0	16,7	11,7	8,3
1998	7,1	8,1	9,4	13,3	16,2	23,6	26,5	25,4	22,2	14,5	10,0	6,4
1999	7,1	5,5	10,0	13,3	21,0	24,2	25,4	28,8	23,1	19,3	10,4	7,5
2000	4,6	8,2	11,2	14,7	20,1	22,3	26,9	26,4	21,9	15,9	12,3	9,1
2001	8,0	7,4	14,3	12,4	17,2	23,8	27,1	26,3	21,6	20,2	10,9	6,6
2002	6,4	8,6	11,1	14,0	18,7	24,8	25,6	25,0	21,3	17,9	12,3	9,2
2003	7,0	6,3	10,5	14,0	17,7	25,3	28,4	27,4	20,9	18,6	12,0	6,8
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

Tableau 7 : Précipitations mensuelles et annuelles en (mm) pendant 10 années hydrologiques. (Station Ain El Bey-Constantine).

	Jan	Fév	Mar	Avr	Mai	Jui	Juil	Aou	Sep	Oct	Nov	Déc
1997	33,1	22,4	59	57,7	18	33,2	1,2	17,2	38,9	50,2	110	65,5
1998	36,4	52,7	37,4	70,8	49,6	18,3	0	8,9	75,2	32,6	135,3	53,1
1999	73,7	42,1	57,6	31,7	10,5	20,4	3,3	7,7	58,7	35,7	79,2	93,6
2000	17,4	36	14,4	32,9	84,4	43,6	0	15,7	18,4	38,3	31,7	57,7
2001	123,4	44,7	17,6	38,3	52,9	0	0,2	10,4	79,2	48,3	28,5	20
2002	23,5	53,3	18,2	31,8	17	4,5	19,4	24	22,3	26,8	134,7	109,7
2003	231,2	50,2	31,7	120,1	44,4	1,2	2,4	11,1	61,5	46	19,8	148
2004	87,2	11,5	66,4	47,5	66,2	29,7	0,6	12,9	24,5	30,4	142,9	181,2
2005	46	55,8	28,7	61,4	6,8	13,9	7,9	6,8	14,4	2,1	18,6	63,1
2006	78,9	50,3	33,4	14,7	83,8	3,6	0,9	18,6	26,2	10	19,1	118,8

II.1.5. Industries et agglomérations.

Sur l'ensemble du bassin, on dénombre 100 agglomérations de plus de 2000 habitants, regroupant au total 1,43 millions d'habitants. Quatre vingt onze pour cent (91 %) de ces centres sont dotés d'un réseau d'assainissement d'une longueur totale de 1 400 km. La ville de Constantine (462 187 habitants) détient, à elle seule, le tiers de l'effectif total aggloméré. Lui succèdent El Khroub (65 344), Mila (54 557), Ain M'lila (50 744), Chelghoum Laid (41 417), Ain Fakroun (40701) et El Milia (39 620), (fig. 7), (Mebarki, 2000).

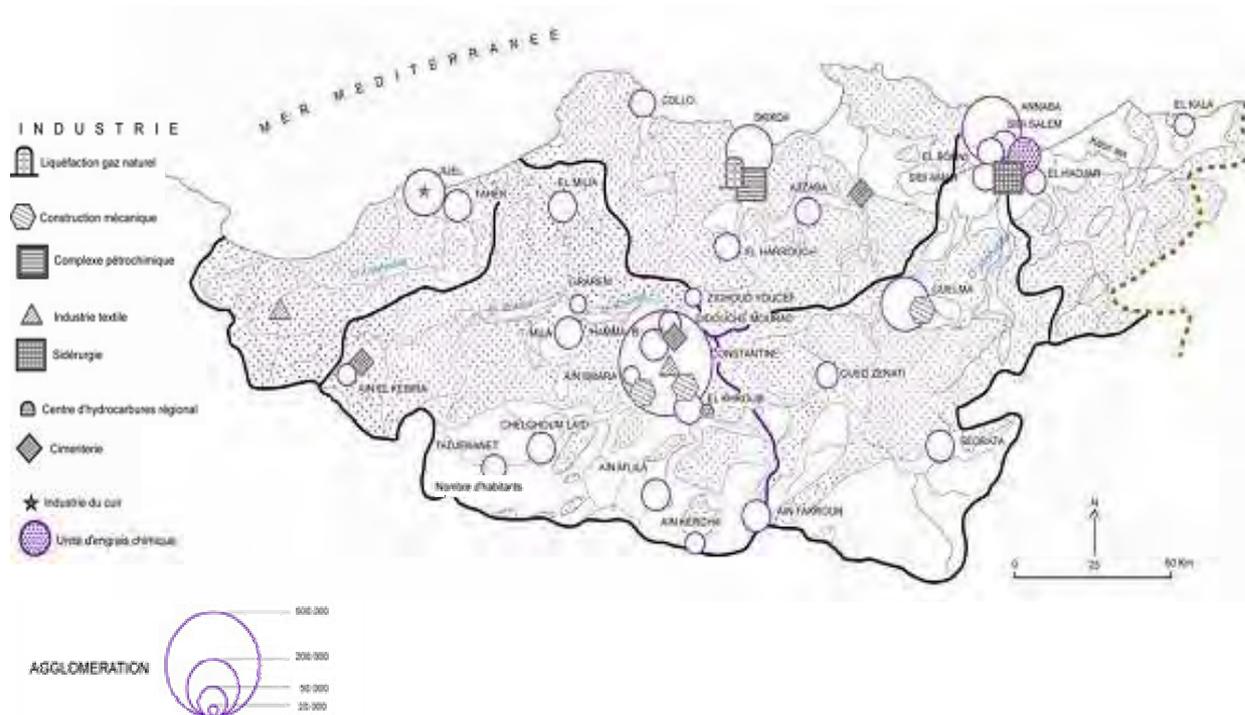


Figure 7 : Localisation des principales industries et agglomérations (≥ 20 000 habitants), (Mebarki, 2000).

Constantine concentre sur la ville et ses périphéries, un tissu industriel aussi dense que varié. Les effluents les plus importants et les plus nocifs se localisent dans un rayon de 20 km de la ville de Constantine. Il s'agit des rejets (en partie traités) des industries de construction mécanique de oued Hamimime et d'Ain Smara ainsi que ceux générés par les unités de textiles et les unités de produits laitiers de Constantine, par le complexe tabagique de la commune d'Ibn Badis, par le dépôt d'hydrocarbures d'El Khroub, par la cimenterie de Hamma Bouziane, par les unités de matériaux de construction et autres. Ils ont pour milieux récepteurs, l'oued Rhumel et son principal affluent, Boumerzoug.

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

Les principales unités industrielles implantées à travers le bassin versant Kebir Rhumel sont résumées dans le tableau 8.

Tableau 8 : Récapitulatif des principales industries du bassin versant Kebir Rhumel (ABH, 2004).

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

Tann : tannerie

Sté : société

II.2. Choix et localisation des stations de prélèvements

Les campagnes d'échantillonnage au niveau des oueds du bassin versant Kebir Rhumel se sont déroulées de mars 2005 à janvier 2007. Les stations ont été choisies de façon à intégrer le mieux possible l'influence de certaines zones à forte pression anthropique et/ou industrielle (agglomération, industries, mines, agriculture...) en se plaçant en amont et aval de celle-ci mais aussi à intégrer les différents climats et les différentes lithologies présentes sur le bassin.

Les prélèvements ont été effectués au niveau des sous bassins Kebir Amont-Endja (10-02), Kebir Amont (10-03), Rhumel-Seguen (10-04), Boumerzoug (10-05), Rhumel-Smendou (10-06) et Kebir-Maritime (10-07). Aucun échantillon n'a été prélevé sur les oueds du sous bassin Dehamcha-Kebir amont (10-01) notamment oued Kebir, la zone étant inaccessible. Ainsi 3 stations ont été retenues au niveau du SB (10-02), 3 au niveau du SB (10-03), 5 stations au niveau du SB (10-04), 11 stations au niveau du SB (10-05), 10 stations au niveau du SB (10-06) et 5 stations au niveau du SB (10-07). Les stations de prélèvement sur les différents oueds, répertoriées de 1 à 37 sur la figure 8, se présentent dans l'ordre suivant d'amont en aval soit du sous bassin 10-02 au sous bassin 10-07 :

Station 1 (Bo1)

Sur l'oued Bou Selah, cette station est située en amont de Ferdjioua et de la ZAC (EPMC, ERIAD, SONARIC). Elle traduit la qualité des eaux d'oued Bouselah avant que celles-ci ne reçoivent les rejets industriels et urbains de la commune de Ferdjioua.

Station 2 (Bo2)

Sur l'oued Bou Selah, cette station est située en aval de Ferdjioua et de la ZAC (EPMC, ERIAD, SONARIC). Cette station permet par comparaison avec la précédente de mettre en évidence un éventuel impact des rejets industriels et urbains de Ferdjioua.

Station 3 (En3)

Sur oued Endja, cette station est située en aval de la confluence Bou Selah-El Kebir et en amont d'El Rouached. Elle traduit la qualité des eaux d'oued Endja après le mélange des eaux des deux oueds.

Station 4 (Rh4)

Sur l'oued Rhumel, cette station est située en Amont de Bir El-arch sur la route en allant vers Belaâ. Elle est considérée comme une station de référence pour l'oued Rhumel étant donné qu'elle est éloignée de toute source de perturbation industrielle et/ou urbaine.

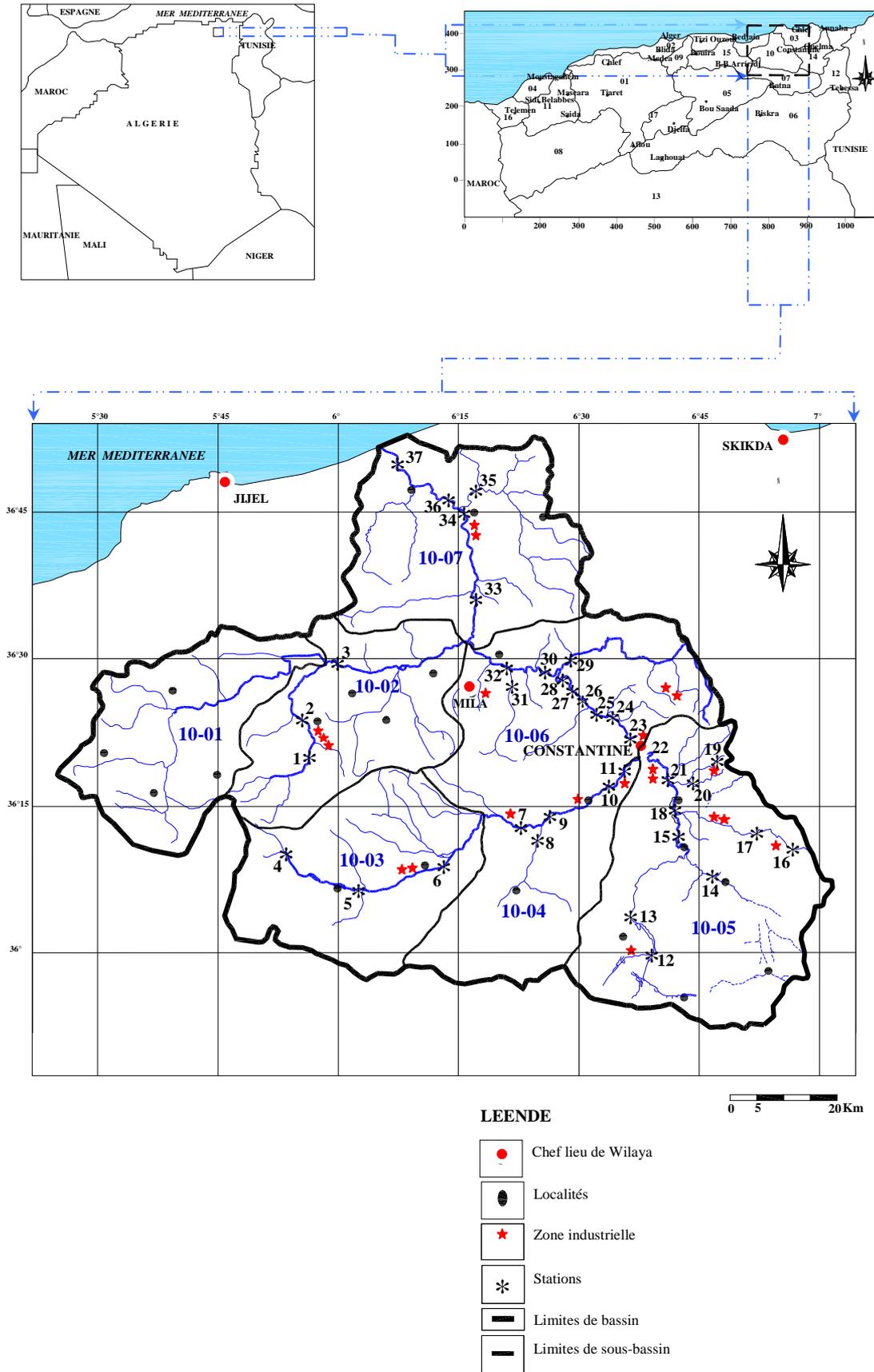


Figure 8 : Zone d'étude et localisation des stations.

Station 5 (Rh5)

Sur l'oued Rhumel, cette station est située en aval de Tadjenanet, on y accède par la nationale (RN5) en partant de Constantine vers Sétif. La station rend compte des effets des rejets urbains de la commune de Tadjenanet.

Station 6 (Rh6)

Sur l'oued Rhumel, cette station est située en aval de Chelghoum Laid. Elle rend compte des effets des rejets urbains et industriels de la commune de Chelghoum Laid notamment ceux d'ENAD-SODER (détergents et produits d'entretien) et EMAC (matériaux de construction).

Station 7 (Rh7)

Sur l'oued Rhumel, cette station est située en aval de la commune d'oued Athmania et en amont de la confluence Rhumel-Seguen. Elle rend compte de la qualité des eaux de l'oued Rhumel, soumis aux rejets des unités industrielles CSOA et placage de bois de la commune Oued El Athmania, avant que celles-ci ne reçoivent les eaux de l'oued Seguen.

Station 8 (Sg8)

Sur l'oued Seguen, cette station est située en amont de la confluence Seguen-Rhumel. Elle rend compte de la qualité des eaux d'oued Seguen drainant des territoires à fortes vocations agricoles avant que ce dernier ne se jette dans l'oued Rhumel.

Station 9 (Rh9)

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

Station 10 (Rh10)

Sur l'oued Rhumel, cette station est située en aval de la décharge publique fermée en mai 1998 et de la commune d'Ain Smara, on y accède par la nationale (RN 5) en direction de Constantine (ou 13^e km). Elle rend compte des effets des rejets d'Ain Smara, du lixiviat de la décharge et des rejets de l'entreprise Nationale du Matériel des Travaux Publics (ENMTP) formé de 4 unités (CPG, CCA, CCE et GERMAIN) dont les effluents sont en partie traités.

Station 11 (Rh11)

Sur l'oued Rhumel, cette station est située près de l'URBACO en amont du pont de "Djemen Ezitoune". Elle rend compte de la qualité des eaux du Rhumel en aval de la zone industrielle PALMA et en amont de la confluence Rhumel-Boumerzoug.

Station 12 (Me12)

Sur l'oued El Melah, cette station est située en amont de la commune d'Ain M'Lila. On y accède par la route secondaire menant vers Fourchi en allant vers Batna sur la nationale (RN3). Cette station rend compte de la qualité d'oued El Melah avant que ce dernier ne reçoive les rejets urbains de la commune d'Ain M'lila et les rejets industriels du CCS (cabines sahariennes), de la Ste Khentouche (transformation de pierre de marbre) et de l'entreprise de réparation des engins militaires.

Station 13 (Me13)

Sur l'oued El Melah, cette station est située en aval de la commune d'Ain M'lila. On y accède par la route secondaire menant vers El Roknia en allant vers Batna sur la nationale (RN3). Elle permet par rapport à la précédente de mettre en évidence l'impact des rejets industriels et urbains de la commune d'Ain M'lila sur les eaux d'oued El kleb.

Station 14 (Kl14)

Sur oued El Kleb, cette station est située en amont de la commune d'Ouled Rahmoune et de la confluence El Kleb-Boumerzoug. Cette station rend compte de la qualité des eaux d'oued El kleb avant que ce dernier ne se jette dans l'oued Boumerzoug.

Station 15 (Bm15)

Sur l'oued Boumerzoug, cette station est située en aval de la commune d'Ouled Rahmoune et en aval de la confluence El Melah-El Kleb-Boumerzoug. Cette station permet de mettre en évidence l'impact des rejets urbains de la commune d'Oueld Rahmoune et rend compte de la situation après le mélange des eaux des trois oueds.

Station 16 (Br16)

Sur oued Berda, cette station est située en amont de la commune de Bounouara au pied d'une carrière sur la route reliant les communes El Khroub-Ain Abid. On y accède par la nationale (RN20). Cette station traduit la qualité des eaux avant que l'oued ne reçoive les rejets urbains et industriels de la région notamment ceux de NAFTAL et de la SNTA.

Station 17 (Br17)

Sur l'oued Berda, cette station est située en aval de la commune de Bounouara, de NAFTAL, de la Zone industrielle d'Ibn Badis et en amont de la confluence Berda-

Boumerzoug. Cette station rend compte de l'impact des rejets industriels et urbains suscités.

✚ **Station 18 (Bm18)**

Sur l'oued Boumerzoug, cette station est située en aval de la commune d'El Khroub et en amont de la confluence Boumerzoug-Hamimime. Cette station traduit la qualité des eaux de l'oued Boumerzoug soumis aux rejets industriels et urbains d'El-Khroub.

✚ **Station 19 (Hm19)**

Sur l'oued Hamimime, cette station est située en amont du complexe Sonacome (PMA, PMO), on y accède au niveau du pont de l'autoroute Constantine-El-Khroub. Elle traduit la qualité des eaux avant que l'oued ne reçoive les rejets industriels dudit complexe.

✚ **Station 20 (Hm20)**

Sur l'oued Hamimime, cette station est située en aval du complexe Sonacome (PMA, PMO) et en amont de la confluence Hamimime-Boumerzoug. Elle permet, par rapport à la précédente, de mettre en évidence un éventuel impact du complexe.

✚ **Station 21 (Bm21)**

Sur l'oued Boumerzoug, cette station est située en aval de la confluence Hamimime-Boumerzoug et en amont de la zone industrielle Boumerzoug. Elle rend compte de la situation après le mélange des eaux des deux oueds.

✚ **Station 22 (Bm22)**

Sur l'oued Boumerzoug, cette station est située en aval de la zone industrielle Boumerzoug et en amont de la confluence Boumerzoug-Rhumel. Le point de prélèvement se localise au niveau du stade Chahid Hamlaoui (Ex. 17 juin). Cette station rend compte de l'impact de la zone industrielle sur la qualité des eaux de l'oued Boumerzoug avant que ce dernier ne se jette dans l'oued Rhumel.

✚ **Station 23 (Rh23)**

Sur l'oued Rhumel, cette station est localisée en aval de la confluence Boumerzoug-Rhumel et de la tannerie de Bardo près du pont de "Mdjez-El-Ghanem". Elle permet de déceler les effets de la pollution drainée d'une part par l'oued Boumerzoug (Sud de Constantine) et d'autre part par l'oued Rhumel (Ouest de Constantine), en particulier les rejets de la tannerie.

✚ **Station 24 (Rh24)**

Sur l'oued Rhumel, cette station est située en aval de Constantine et de Sidi M'cid près du pont d'El Menia. Elle permettrait d'évaluer la pollution urbaine (domestique et industrielle) sur l'oued Rhumel à l'exutoire de la ville.

✚ Station 25 (Rh25)

Sur l'oued Rhumel, cette station est située en amont de la station d'épuration d'Ibn Ziad. On y accède par Mechtat Ouldjet El cad, en bas de la RN2. Cette station traduit la qualité des eaux en amont de la station d'épuration d'Ibn Ziad.

✚ Station 26 (Rh26)

Sur l'oued Rhumel, cette station est située en aval de la station d'épuration d'Ibn Ziad au lieu dit "Ben Achour". Cette station permet par rapport à la précédente de mettre en évidence un éventuel impact des rejets issus de l'épandage des boues d'épuration sur la qualité des eaux.

✚ Station 27 (Rh27)

Sur l'oued Rhumel, cette station est située en amont de la commune d'Ain Kerma. Elle permet de traduire la qualité des eaux avant que celles-ci ne reçoivent les rejets domestiques de la commune.

✚ Station 28 (Rh28)

Sur l'oued Rhumel, cette station est située en aval de la commune d'Ain Kerma et en amont de la confluence Rhumel-Smendou. Elle permet par rapport à la précédente de mettre en évidence l'impact des rejets domestiques et agricoles sur la qualité des eaux avant que celles-ci ne se mélangent avec les eaux d'oued Smendou.

✚ Station 29 (Sm29)

Sur l'oued Smendou, cette station est située en amont de la confluence Smendou-Rhumel. Elle rendrait compte de la qualité des eaux avant que l'oued ne se jette dans le Rhumel.

✚ Station 30 (Rh30)

Sur l'oued Rhumel, cette station est située en aval de la confluence Rhumel-Smendou et en amont de la confluence Rhumel-Ktone. Elle rend compte de la situation après le mélange des eaux des oueds Rhumel-Smendou.

✚ Station 31 (Kt31)

Sur l'oued Ktone, cette station est située en amont de la confluence Ktone-Rhumel. Elle rend compte d'un éventuel impact de l'oued Ktone sur la qualité des eaux de l'oued Rhumel.

✚ Station 32 (Rh32)

Sur l'oued Rhumel, cette station est située en aval de la confluence Rhumel-Ktone et en amont du barrage de Beni Haroun. Cette station rend compte de la situation après le mélange des eaux des deux oueds avant que l'oued n'alimente le barrage de Beni Haroun.

Station 33 (Kb33)

Sur oued El Kebir, cette station est située en aval du barrage de Beni Haroun et amont d'El Milia sur la route en allant vers Sidi Maarouf. Compte tenu de sa localisation (aval du barrage) cette station peut être considérée comme station de référence par rapport à celles qui vont suivre.

Station 34 (Kb34)

Sur oued El Kebir, cette station est située en aval d'El Milia et en amont de la confluence El Kebir-Bou Siaba au lieu dit "Beni Wekden". On y accède au niveau du pont en allant vers El Milia. Cette station permet d'évaluer la qualité des eaux d'oued El Kebir en aval des rejets industriels et urbains notamment ceux de la tannerie d'El Milia.

Station 35 (Bs35)

Sur oued Bou Siaba, cette station est située en amont de la confluence Bou Siaba-El Kebir. On y accède au niveau du pont en allant vers El Ancer au lieu dit "Barkat". Cette station permet d'évaluer la qualité des eaux d'oued Bou Siaba avant que ce dernier ne rejoigne oued El Kebir.

Station 36 (Kb36)

Sur oued El Kebir, cette station est située en aval de la confluence El Kebir-Bou Siaba et en amont d'Al Anser au lieu dit Ouled Cheli. On y accède au niveau du pont en allant vers El Ancer. Cette station rend compte de l'état des lieux après le mélange des eaux des deux oueds.

Station 37 (Kb37)

Sur oued El Kebir, cette station est située en aval d'El Ancer à 12 km de l'embouchure. On y accède au niveau du pont en allant vers Beni Meslem. Cette station permet d'évaluer la qualité des eaux d'oued El Kebir avant que celui-ci n'écoule vers la mer Méditerranée.

II.3. Rythme et Nature des prélèvements

L'échantillonnage a été effectué en période de débit de base mais également en période de crues. Nous avons procédé à quatre campagnes de prélèvements de l'eau et des sédiments durant la période allant de mars (2005) à février (2007) de façon à couvrir une année hydrologique. La période de sécheresse permet d'établir des mesures sur l'état initial de la région avant les événements des grandes pluies. L'absence des précipitations durant l'été, suivi des fortes pluies au début de l'automne, apporte également une spécificité climatique à la zone d'étude.

Tout le matériel (pots et flacons de conservation) utilisé pour les échantillons d'eau et de sédiments destinés au dosage des ETM est préalablement traité. Il est trempé et laissé séjourner pendant 24 heures dans de l'acide nitrique (HNO_3 5N). Il est ensuite rincé à l'eau pure (Rodier, 1984). Cette précaution est nécessaire pour éviter toute contamination éventuelle des échantillons.

Un protocole de terrain (annexe 1) regroupant tous les renseignements relatifs aux stations et aux prélèvements est régulièrement rempli en prenant soin de noter toutes les remarques en prévision de l'interprétation (l'heure de prélèvement, la couleur de l'eau, l'odeur, substrat, végétation, ...).

II.4. Stratégie de prélèvement

Les prélèvements ont été effectués selon *la méthode de jugement linéaire* (Tauw Environnement et Ophrys, 2001), (fig. 9). Cette méthode consiste à prélever des échantillons de façon précise aux endroits des zones considérées comme pertinentes pour l'étude (zones d'accumulation des sédiments, aval des rejets ou d'arrivée d'un effluent,...).

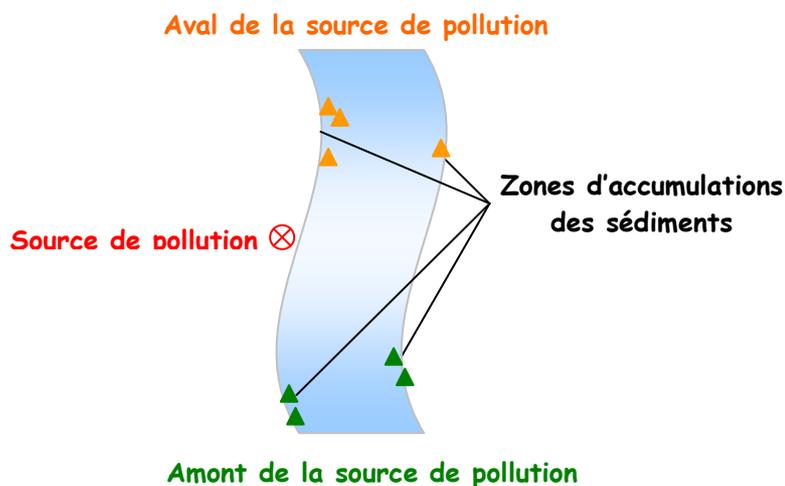


Figure 9 : Schéma représentant la stratégie de prélèvement.

II.5. Prélèvement et caractérisation physico-chimique de l'eau et des sédiments

II.5.1. Prélèvement et caractérisation physico-chimique de l'eau

II.5.1.1. Mode de prélèvement

Le flaconnage nettoyé comme précisé ci-dessus est préalablement rincé avec l'échantillon d'eau à prélever de façon à conserver une certaine représentativité de ce dernier. Les prélèvements sont ensuite effectués, dans la mesure du possible, au milieu du lit où l'eau n'est pas stagnante, en plein courant à une profondeur d'environ 50 cm ou à mi-profondeur si la hauteur de l'eau est faible (inférieur à 50 cm). 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 (Rodier, 1984). Un litre d'eau environ est ainsi prélevé dans chaque station dans des flacons à goulot large afin de permettre un échantillonnage rapide et non sélectif.

II.5.1.2. Prise des mesures sur terrain

La température de l'eau, le pH, la conductivité électrique sont mesurés *in situ*.

La température est mesurée à l'aide d'un thermomètre à mercure, elle est exprimée en °C.

Le pH est pris avec un pH mètre électrométrique modèle (WTW H18014), (AFNOR, NF T 90-008, Avril 1953).

La conductivité électrique est mesurée à l'aide d'un conductimètre de terrain (modèle WTW LF 90). Les résultats sont exprimés en mS/cm mais aussi en $\mu\text{S}/\text{cm}$ à 20 °C, (AFNOR, NF T 90-031, Février 1973).

II.5.1.3. Détermination des teneurs des matières en suspension (MES)

Pour mesurer les MES, un volume d'eau (100 ml) est filtré sur papier filtre de type SARTORIUS (porosité 0,45 μm) à l'aide d'un équipement sous vide. Après filtration, le filtre est séché à l'étuve à 105 °C pendant 24 heures, puis pesé à nouveau. Le poids des particules, rapporté au volume filtré, permet de calculer la teneur en MES exprimée en mg/l, (AFNOR, 1972).

II.5.1.4. Extraction et dosage des éléments traces métalliques (ETM)

Les ETM ont été déterminés dans la phase dissoute. Pour cela, les échantillons d'eau, après acidification par l' HNO_3 jusqu'à un pH inférieur à 2 au moment du prélèvement, sont

filtrés sur membrane filtrante de type SARTORIUS ayant une porosité de 0,45 μm à l'aide d'une pompe à vide et conservés dans des flacons en polyéthylènes (préalablement traités à l'acide nitrique 5 %) à 4 °C jusqu'au dosage.

A l'issue de la filtration, les ETM (Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Mn, Pb, Zn) sont dosés par Spectrophotométrie d'Absorption Atomique à flamme de type PERKIN-ELMER. A Analyst 100.

II.5.2. Prélèvement et caractérisation physico-chimique des sédiments

II.5.2.1. Mode de prélèvement et traitement des sédiments

Il existe actuellement de nombreux modes de prélèvements et il est maintenant possible de définir un mode de prélèvement en accord avec les conditions environnementales et l'objectif de l'étude (Environnement Canada, 1994).

A travers cette étude, nous nous intéressons essentiellement à révéler une contamination métallique relativement jeune du sédiment qui traduit une pollution récente ou actuelle. L'échantillonnage des sédiments doit par conséquent répondre à cet objectif ; pour cela nous prélevons, en raclant à la louche, les sédiments fins fraîchement déposés en surface (env. 5 cm) sur les berges et les endroits où le régime hydrologique est faible. En effet, ces zones favorisent le dépôt des particules fines sur lesquelles les polluants sont préférentiellement fixés. Un échantillon composite (environ 200 à 500 g de sédiments humides) est ainsi collecté dans un pot en polyéthylène, en plusieurs endroits répartis d'une façon aléatoire au niveau de chaque station afin d'être représentatif.

Dés le retour au laboratoire, une caractérisation physico-chimique la plus complète possible est effectuée sur l'ensemble des échantillons collectés. Préalablement aux analyses, les sédiments sont transvasés dans des cristallisoirs, séchés à 85 °C pendant 48 heures, puis broyés dans un mortier en agate.

Sur l'ensemble des échantillons prélevés sur les cours d'eau du bassin versant Kebir Rhumel, plusieurs paramètres de qualité sont déterminés. Outre les ETM qui sont le cœur de ce travail, des analyses complémentaires sont entreprises pour mieux comprendre la physico-chimie du milieu dans sa globalité à savoir : pH, la conductivité électrique (CE), les carbonates (CaCO_3), le carbone organique total (COT), la perte au feu (PF) et l'analyse granulométrique. Les techniques d'analyses employées sont présentées brièvement dans les paragraphes suivants avec un accent particulier et détaillé sur la technique d'extraction des ETM ainsi que la méthode de contrôle et de validation du protocole d'extraction.

Les analyses physico-chimiques (pH, CE, CaCO₃, COT, PF et analyse granulométrique) sont effectuées sur les sédiments homogénéisés et tamisés sur 2 mm, alors que l'extraction des ETM (Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Mn, Pb, Zn) est effectuée sur la fraction < 63 µm. La coupure à 63 µm est une séparation traditionnelle en sédimentologie entre les sables d'une part (> 63 µm) et la vase (argile et limon) d'autre part. En effet, certains auteurs nord-américains ne caractérisent la toxicité et la concentration en contaminants que de cette fraction argilo-limoneuse (< 63 µm) en considérant qu'il s'agit de la fraction la plus importante quantitativement (les sédiments peuvent être composés de 70 à 90 % de particules de Ø < 63 µm) et qualitativement (plus réactive et potentiellement plus toxique), (Stone et Dropo, 1996).

II.5.2.2. Caractérisation physico-chimiques des sédiments.

Le pH des sédiments est mesuré dans un rapport (1/2,5) dans de l'eau distillée selon la norme NF X31-107 en utilisant un pH mètre (modèle WTW HI 8014).

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

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

La teneur en matières organiques (MO) a été déterminée en utilisant deux méthodes :

- ✓ Par la méthode de perte au feu selon la norme (XP P 94-047, 1998). Elle consiste en une calcination d'1 g de sédiment, préalablement séché à 85°C pendant 48 h, dans un four à moufle de façon à déterminer le pourcentage de matières volatiles et de carbonates dissociables sous formes de gaz organique.
- ✓ Par la méthode d'oxydation sulfochromique selon la norme (NF ISO 14235, 1998). Elle consiste en une oxydation en milieu sulfurique par excès de dichromate de potassium puis dosage en retour par le sulfate ferreux ammoniacal. La teneur en MO est déduite de la teneur en carbone organique en multipliant cette dernière quantité par 1.72 (Mustin, 1987).

L'analyse granulométrique a été effectuée selon la méthode de la pipette Robinson (Duchaufour, 1977).

II.5.2.3. Extraction et dosage des ETM.

Les techniques d'extraction des ETM diffèrent d'un auteur à l'autre. La meilleure méthode doit rendre compte d'un minimum de concentration et présenter le maximum de précision. Deux techniques d'extraction peuvent être envisagées en fonction du but fixé :

✚ *L'extraction simple* : permet de déterminer les teneurs en ETM totaux fixés sur le sédiment. Cette méthode consiste en une minéralisation du sédiment par l'eau régale (mélange acide chlorhydrique et acide nitrique). Tous les éléments contenus dans la fraction solide sont dissous à chaud au four micro-onde dans ce mélange diacide (HNO_3/HCl). Cette minéralisation n'est pas totale car elle ne dissout pas les silicates ; on parle alors de *fraction pseudo-totale*, (Ure, 1996 ; Gupta et al. 1996). L'obtention de la fraction totale, nécessite l'ajout à l'eau régale de l'acide fluorhydrique (HF).

✚ *L'extraction séquentielle* : c'est une technique de fractionnement des phases qui permet de déterminer sur quelles phases solides, minérales ou organiques, sont liés les ETM. Cette extraction permet d'appréhender la mobilité des ETM associés à un substrat solide notamment les sédiments. La technique consiste à soumettre un échantillon à une succession de réactifs chimiques d'agressivité croissante pour solubiliser les différentes formes ou phases d'un métal présent dans l'échantillon. Ces réactifs sont choisis en fonction des phases géochimiques à attaquer. Un grand nombre d'agents extractants est proposé dans la littérature pour l'évaluation des différentes associations métal/solide. Parmi ces extractants, il y a H_2O , CaCl_2 , CH_3COOH , EDTA, HF-HCl.... Selon le type d'extractants, la fraction soluble obtenue peut être définie comme : soluble dans l'eau, facilement échangeable, liée aux carbonates ou acido-soluble, facilement réductible, liée à la matière organique ou oxydable, liée aux sulfures, résiduelle (Tessier et al. 1979).

Dans notre cas et compte tenu de l'objectif de l'étude, nous avons opté pour l'extraction simple par digestion humide à l'eau régale (mélange de trois parts d'acide chlorhydrique HCl concentré (12N), et d'une part d'acide nitrique HNO_3 concentré (15N)) dans un four micro-onde (modèle Speedwave MWS-2. BERGHOF B). La technique est inspirée de la norme NF-ISO 11466 (1995) appliquée au four micro-onde. Cette dernière consiste à ajouter 10 ml d'eau régale à 500 mg de sédiments. On procède ensuite à une digestion à chaud dans des bombes en téflon sous pression en deux étapes dans le four micro-onde selon les conditions décrites ci-dessous :

1^{ère} étape :

Temps : 15 mn.

T° : 150 °C.

Puissance : 80 %.

2^{ème} étape :

Temps : 15 mn.

T° : 100 °C.

Puissance : 40 %.

Après la digestion, le résidu est filtré sur papier filtre sans cendres (Whatman 540), le volume est ajusté à 50 ml avec de l'eau désionisée. Les extraits sont conservés à 4 °C dans des flacons en polypropylène (préalablement traités à l'acide nitrique 5 %) jusqu'au dosage. Les principales étapes du processus d'extraction sont résumées sous forme de schéma conceptuel dans la figure 10.

Le dosage des ETM (Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Mn, Pb, Zn) est effectué par Spectrophotométrie d'Absorption Atomique à flamme de type PERKIN-ELMER. A Analyst 100. La flamme utilisée correspond à un mélange air-acétylène.

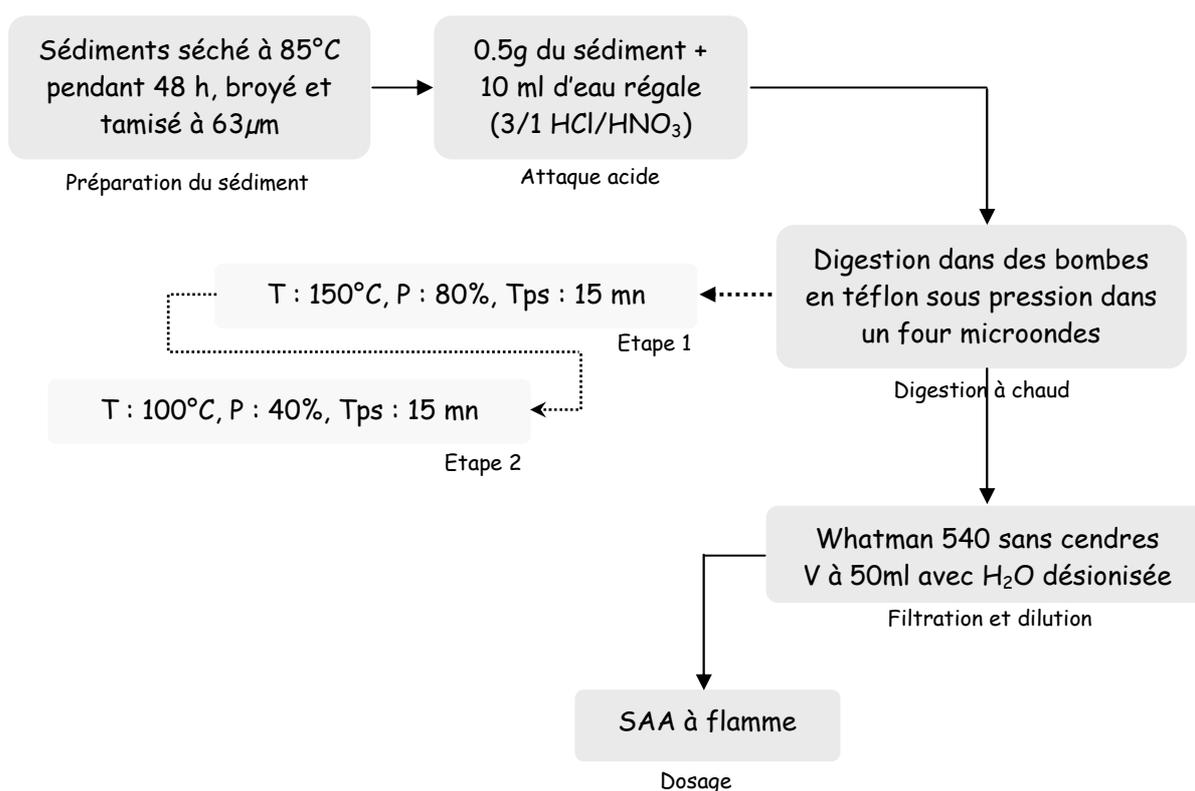


Figure 10 : Schéma conceptuel du protocole d'extraction des ETM dans les sédiments.

II.5.2.4. Contrôle de l'efficacité de la méthode d'extraction des ETM dans les sédiments

Pour rendre compte de la répétitivité (répétabilité) et de la justesse (reproductibilité) de la méthode d'extraction, les résultats vont systématiquement comporter des mesures effectuées sur des blancs et des échantillons de sédiment standard certifiés.

Les blancs correspondent à des attaques acides sans sédiment avec 4 répétitions. Ils subissent le même traitement que les échantillons et permettent de détecter une éventuelle contamination des réactifs et/ou du matériel.

Les standards de référence subissent la même attaque acide dans les mêmes conditions que les échantillons de sédiments. Ils permettent d'évaluer la précision des mesures. Le standard de référence utilisé est "Lake Sediment Reference Materials, LKSD-1" provenant de CANMET au Canada. Les teneurs en ETM de ce sédiment de référence ont été déterminées après extraction à l'eau régale. Le tableau 9 présente les résultats obtenus lors du contrôle de la méthode d'extraction.

Tableau 9 : Résultats d'analyse des ETM du sédiment référence (LKSD-1) (n=7).

	Valeur certifiée ($\mu\text{g/g sdt.sec}$)	Valeur observée ($\mu\text{g/g sdt.sec}$)	Recuperation (%)
Cd	1,2	1,2	100
Cr	12	12,2	102
Co	7,3	-	-
Cu	44	44,2	100
Pb	84	85,8	102
Mn	460	496	107
Ni	11	11,3	103
Zn	337	319	95

II.6. Evaluation de l'écotoxicité de l'eau interstitielle des sédiments

Les sédiments sont le lieu privilégié de piégeage, de transformation et de complexation de tous les contaminants provenant des activités anthropiques. Les analyses des substances chimiques de l'eau et des sédiments ne suffisent pas, à elles seules, à évaluer l'impact des contaminants sur l'environnement aquatique. L'étude des indices biotiques des peuplements benthiques met en évidence un effet à long terme d'une modification de la qualité des sédiments, alors que les bioessais permettent de détecter une écotoxicité potentielle du milieu en prenant en compte les phénomènes de synergie et d'antagonisme entre les polluants ; effets que les analyses chimiques ne peuvent pas détecter.

Les bioessais servent d'étape initiale dans l'évaluation de la pollution des écosystèmes aquatiques, donnant ainsi une indication sur l'état de santé du milieu et permettent de détecter les sources de contamination et de prédire les risques pour l'environnement. D'une part les tests biologiques sont indispensables pour évaluer les niveaux d'effet de l'ion libre (notamment pour les ETM) et étudier les mécanismes d'écotoxicité sur les différents types d'organismes. D'autre part, ils donnent une réponse globale par rapport aux différentes espèces chimiques présentes dans l'échantillon et à leurs interactions (effets additifs, synergiques, antagonistes). Cependant, une comparaison de la qualité chimique avec les réponses observées par les bioessais exige une maîtrise des conditions dans lesquelles les tests sont effectués. Les milieux dans lesquels sont effectués les tests doivent donc être standardisés ou au mieux caractérisés ainsi que les mécanismes mis en jeu dans l'effet observé.

II.6.1. Choix de la phase d'essai et extraction de l'eau interstitielle

II.6.1.1. Choix de la phase d'essai

Le sédiment est constitué de trois phases (fig. 11) :

- ✚ Eau interstitielle : correspond à l'eau qui occupe l'espace entre les particules sédimentaires. Elle représente une fraction importante du sédiment et constitue généralement plus de 50 % de son volume (Förstner, 1987).
- ✚ Phase solide-humide : correspond au sédiment duquel l'eau interstitielle a été extraite par centrifugation ou autre méthode physique. Cette phase comprend les particules inorganiques (argiles, carbonates, silicates) et organiques.
- ✚ Phase organique : provient du sédiment entier et n'occupe qu'un faible volume du sédiment. Selon sa taille, la matière organique est classée en carbone organique dissous ($COD < 1 \text{ kDa}$), colloïdal ($1 \text{ kDa} < COC < 0,22 \text{ }\mu\text{m}$) et particulaire ($COP > 0,22 \text{ }\mu\text{m}$).

Les diverses phases peuvent être utilisées dans les essais d'écotoxicité des sédiments. Chacune présente des avantages et des inconvénients qui limitent leur applicabilité à tous les cas. L'utilisation conjointe de ces phases permet de palier à certains inconvénients lorsque chaque phase est étudiée isolément. Dans le présent travail, nous nous sommes intéressés à l'eau interstitielle (EI) afin d'évaluer le potentiel écotoxique des contaminants hydrosolubles. Les essais d'écotoxicité sur l'eau interstitielle ont été développés pour évaluer le potentiel

d'effets *in situ* de sédiments contaminés sur les organismes aquatiques (Ankley et al. 1991a). Pour plusieurs invertébrés benthiques, la toxicité et la bioaccumulation des contaminants associés aux sédiments tels que les ETM et contaminants organiques non-ioniques ont été corrélés aux concentrations de ces substances chimiques dans l'eau interstitielle (Di Toro et al. 1991). Ainsi, l'étude de l'eau interstitielle semble être un substitut raisonnable à celle de sédiments (Giesy et Hoke, 1989; Giesy et al. 1990 ; Ankley et al. 1991b; Carr et Chapman, 1995). La phase liquide représente un mode d'exposition directe pour certaines espèces qui permet l'obtention de relations concentration-réponse. La mesure de l'écotoxicité de l'eau interstitielle permet d'obtenir une première évaluation acceptable de l'écotoxicité du sédiment.

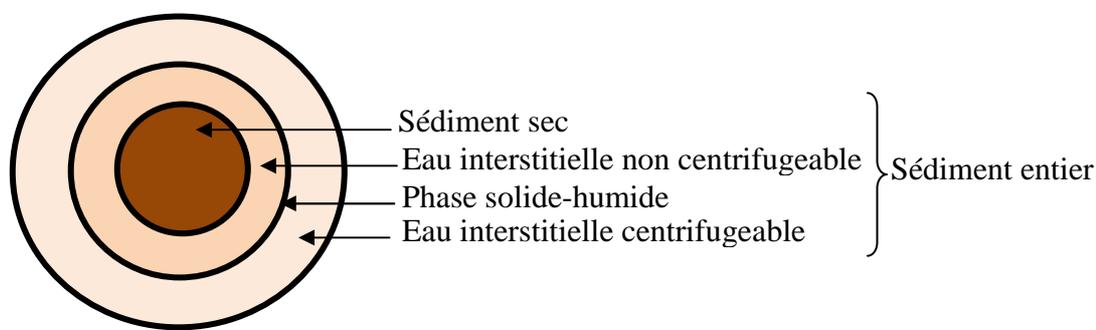


Figure 11 : Schématisation simplifiée des composantes d'un sédiment.

II.6.1.2. Extraction de l'eau interstitielle

Les mesures et les analyses réalisées sur les eaux interstitielles dans le cadre du suivi écotoxicologique de quelques stations caractérisées dans la partie 1 du présent document (*cf. caractérisation physico-chimique des sédiments du bassin versant Kebir Rhumel*), ont nécessité au préalable l'extraction de ces eaux. Cette opération a été réalisée par centrifugation des sédiments à 2500 g (4000 tours/mn) pendant 30 mn (SIGMA 6 K 15). La méthode de récupération peut altérer la forme chimique des contaminants, ce qui pourrait modifier la réponse toxique, c'est pourquoi l'extraction s'est déroulée à 4 °C afin de limiter les effets de la température sur la composition chimique des eaux interstitielles (Ankley et Schubauer-Berigan, 1994).

Les stations concernées par les tests sur eau interstitielle sont : Rh4, Rh9, Bm22, Rh24, Rh26 et Kb37. Le choix de ces stations repose principalement sur les résultats de la première partie notamment la quantification des teneurs en ETM, les indices d'évaluation de l'intensité de contamination ainsi que l'identification des échantillons à risque écotoxique sur

la base des critères (TEC/PEC). Cette évaluation et ces indices ont permis de discerner les échantillons à risque de ceux qui ne le sont pas. Il est évident que ces indices, dans leur principe même, sont utiles lorsqu'il convient d'établir un outil de gestion (valeurs guides, valeurs d'interventions, etc.), mais présentent une utilité limitée pour s'assurer de l'écotoxicité des matrices étudiées vis-à-vis de la faune et de la flore benthique. C'est pourquoi, il est préférable qu'ils soient complétés par des tests d'écotoxicité notamment pour les échantillons intermédiaires dont l'écotoxicité n'est ni nul ni évidente (teneurs en ETM comprises entre TEC et PEC).

II.6.2. Choix des tests et des organismes d'essai

II.6.2.1. Les tests et les organismes d'essai

L'étude de la réponse des organismes vivants à un stress peut se faire à différents niveaux d'organisation (fig. 12). En écotoxicologie, l'unité biologique visant à être protégée n'est pas l'individu mais la population. Avant que les effets ne soient visibles à l'échelle de la population, il est possible de mesurer les effets à des niveaux d'organisation inférieurs tels que l'individu, voire à des niveaux tissulaires, cellulaires et même moléculaires.

L'écotoxicité des EI des sédiments des stations Rh4, Rh9, Bm22, Rh24, Rh26 et Kb37, a été évaluée par des tests mono-spécifiques vis-à-vis de trois organismes aquatiques représentant différents niveaux trophiques : la daphnie *Daphnia magna* (consommateur primaire), la bactérie *Aliivibrio fischeri* (décomposeur) et l'algue *Pseudokirchneriella subcapitata* (producteur primaire), qui sont très fréquemment utilisés en écotoxicologie des milieux aquatiques. Le choix de ces trois tests repose sur plusieurs critères :

- ✚ Ils figurent parmi les tests les plus souvent employés dans le cadre de la surveillance d'eaux usées et eaux de surface (Santiago et al. 2002) ;
- ✚ Les protocoles opératoires de ces tests sont normalisés (au niveau français, européen et/ou international) ;
- ✚ La représentativité biologique de la daphnie et de l'algue pour les milieux dulçaquicoles ;
- ✚ La rapidité, la simplicité de mise en œuvre, la répétabilité et la reproductibilité de ces tests ainsi que leur sensibilité par rapport aux contaminants étudiés notamment les ETM (Keddy et al. 1995 ; Santiago et al. 2002).

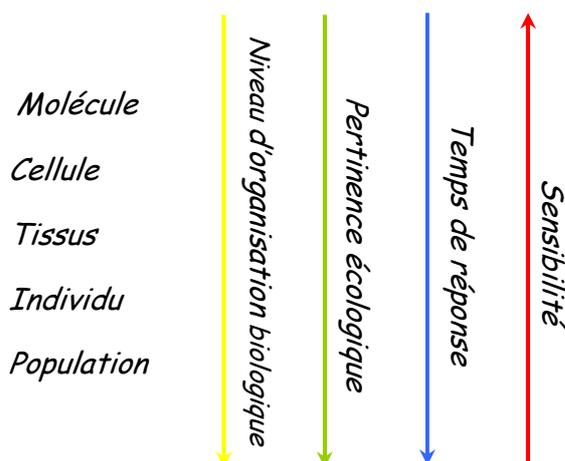


Figure 12 : Les différents niveaux d'organisation biologique (Van der Oost et al. 2003).

II.6.2.2. Aspects généraux sur l'anatomie, la biologie, l'écologie et l'utilité des espèces testées.

II.6.2.2.1. *Daphnia magna* Straus

Daphnia magna Straus, connu également sous le nom de "puces d'eau" est un microcrustacé de l'ordre des cladocères fréquemment rencontrés dans les eaux douces des climats tempérés. Largement répandu dans l'hémisphère Nord, cet organisme est susceptible de coloniser une variété importante de types d'eaux douces : mares (temporaires ou non), étangs, lacs, canaux, cours d'eau à faibles débits et bassins riches en matière organique et peu oxygénés (Santiago et al. 2002 ; Cauzzi, 2007 ; Boillot, 2008). Herbivore ou décomposeur, ce cladocère assure une fonction importante dans les transferts de matière et d'énergie des écosystèmes aquatiques. Ils prennent part à l'alimentation des poissons planctonophages ou omnivores, mais également à celle des alevins et invertébrés aquatiques, (Santiago et al. 2002). La systématique de *Daphnia magna* Straus est la suivante :

Règne	Animal
Embranchement	Arthropodes
Classe	Crustacés
Sous-classe	Brachiopodes
Ordre	Cladocera
Famille	Daphnidae
Genre	Daphnia
Espèce	<i>Daphnia magna</i>

De petite taille (4 - 5 mm), le corps de *D. magna* est composé de deux parties, (fig. 13) :

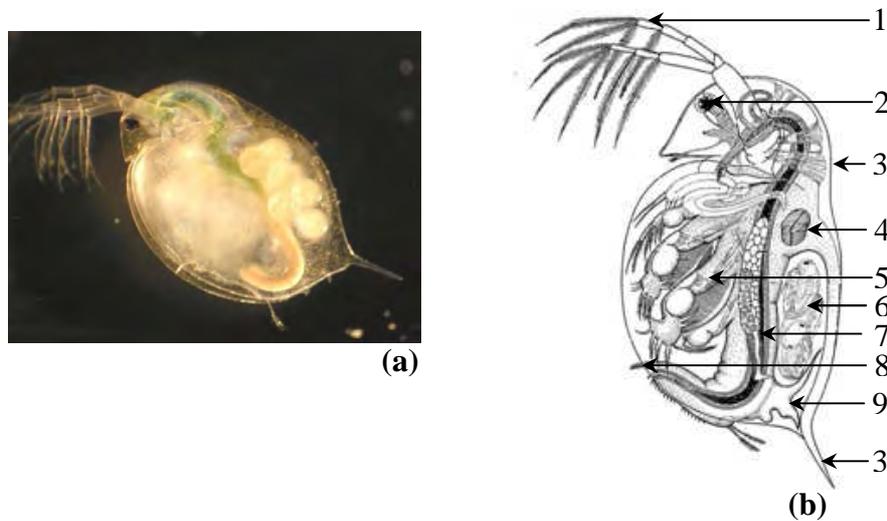


Figure 13 : (a) Photo de *Daphnia magna*, femelle adulte. (b). Anatomie de *Daphnia magna*
 (1) Antennes, (2) Oeil, (3) Carapace, (4) Cœur, (5) Appendices Thoraciques, (6) Poche incubatrice, (7) Tube digestif, (8) Anus, (9) Appendices caudaux, (10) Epine apicale, (11)
 (Ebert, 2005)

✦ **La tête** qui comporte un œil unique dont le rôle est principalement lié à la perception de la photopériode et au phototropisme, la bouche et deux paires d'antennes sur le sommet dont la plus grande sert à la locomotion. La daphnie nage en permanence pour assurer sa respiration et son alimentation, excepté lorsqu'elle est soumise à un stress.

✦ **Le corps** comprimé latéralement est enfermé dans une carapace renouvelée par mue lors de la croissance et de la ponte. La partie inférieure du corps se termine par une épine caudale plus ou moins longue. Le milieu du corps est marqué par le tube digestif qui traverse l'animal de haut en bas se terminant au niveau de la griffe post abdominale. Sur la partie ventrale se situent des appendices formées de minuscules peignes qui permettent de filtrer les matières en suspension et/ou phytoplancton essentiel à la nourriture des daphnies. Le battement des appendices thoraciques crée un courant d'aspiration qui permet à l'animal de filtrer la colonne d'eau et de retenir les particules alimentaires. La partie dorsale constitue une poche incubatrice où sont déposés les œufs provenant des ovaires situés de part et d'autre de l'intestin. C'est dans cette chambre que les œufs se transforment en juvéniles qui sont ensuite relâchés dans le milieu extérieur.

Les daphnies peuvent se reproduire par voie sexuée et/ou asexuée selon les conditions environnementales, (fig. 14). En effet, en été, lorsque les conditions environnementales sont favorables, la reproduction se fait par parthénogenèse. Les individus femelles matures produisent des œufs qui après éclosion, donneront naissance à des individus génétiquement identiques à la mère. En revanche, dès que les conditions sont défavorables (baisse de la température en automne par exemple), les femelles produisent des œufs contenant un embryon dormant et résistant appelé éphippie. Les œufs donneront naissance, au printemps suivant, à une population génétiquement différente. Ces œufs peuvent aussi rester en dormance pendant plusieurs mois en attendant le retour de conditions plus favorables qui permettront une reprise du cycle parthénogénétique ; et donneront des femelles identiques, génétiquement, à leur mère (Santiago et al. 2002 ; Cauzzi, 2007 ; Boillot, 2008).

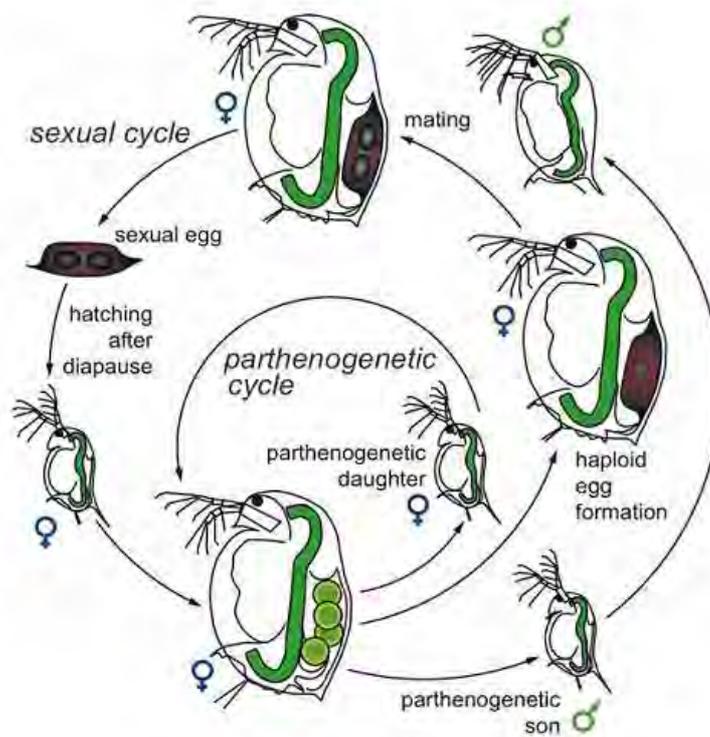


Figure 14 : Cycle de vie de *Daphnia magna* (Ebert, 2005).

En laboratoire, la population de daphnies utilisées ne se compose que de femelles qui pondent des œufs parthénogénétiques. La détérioration des conditions de vie des élevages est très facilement constatée par l'apparition d'éphippies résistantes aux mauvaises conditions. Ces dernières rejetées par l'animal suite à sa mue, se retrouvent au fond des cristallisoirs. Lorsque ces dernières apparaissent, il est urgent d'intervenir pour améliorer les conditions de vie des élevages.

Dans le cadre de cette étude, les daphnies utilisées proviennent du LIEBE, (Laboratoire des Interactions Ecotoxicologie, Biodiversité, Ecosystèmes, Université Paul Verlaine-Metz). L'élevage est réalisé dans des conditions en accord avec les principales recommandations en la matière : (i) enceinte thermostatée à 20 ± 2 °C ; (ii) photopériode de 8 heures d'obscurité et de 16 heures de lumière au moyen d'un éclairage artificiel uniquement de luminosité comprise entre 800 et 1000 lux; (iii) alimentation régulière (3 fois par semaine) au moyen d'un mélange de trois algues vertes, issues de culture en laboratoire (*Pseudokirchneriella subcapitata*, *Senedesmus subspicatus* et *Chlorella vulgaris*). Ces conditions de cultures ont été largement décrites par Manar et al. (2009).

L'utilisation de *D. magna* pour les tests écotoxicologiques présente de nombreux avantages tels que: élevage relativement facile, production régulières et importante de juvéniles utilisés pour les tests, reproduction parthénogénétique assurant une population stable génétiquement. Sa distribution planétaire et son rôle dans l'écosystème aquatique (consommateur primaire, intermédiaire entre les algues et les poissons) consolident son utilisation en tant qu'indicateur intéressant de l'impact potentiel d'un polluant sur l'environnement. En effet, son immobilisation constitue une réponse facile à observer sachant que l'inhibition de la mobilité précède la mort dans la majorité des cas. De plus, l'antériorité du test avec les daphnies, sa simplicité et son utilisation universelle font que ce bioessai est reconnu pour déterminer l'écotoxicité aiguë (et chronique) de matrices aqueuses ou de substances en solution dans l'eau notamment les eaux douces (Chèvre, 2000 ; Santiago et al. 2002 ; Cauzzi, 2007 ; Boillot, 2008).

II.6.2.2.2. *Aliivibrio fischeri*

L'organisme aquatique *Aliivibrio fischeri*, anciennement dénommé *Photobacterium phosphoreum* puis *Vibrio fischeri*, est un décomposeur (fig. 15). C'est une bactérie marine qui émet naturellement de la lumière. Ce phénomène dénommé bioluminescence permet d'évaluer son activité métabolique. C'est une bactérie gram moins, ubiquiste des océans, non pathogène pour l'homme et les mammifères (Santiago et al. 2002). La bioluminescence de cette bactérie se traduit par l'émission d'une lumière de couleur bleue-verte qui est liée au cycle énergétique de la cellule. Cette bioluminescence est produite au cours d'un enchaînement de processus métaboliques de la glycolyse et de la respiration cellulaire, mettant en jeu l'enzyme luciférase et des coenzymes d'oxydoréduction dont l'activation est étroitement liée au processus métabolique de la glycolyse et de la respiration cellulaire par les

couples de coenzymes (NAD-NADH et FMN-FMNH), (Férard et al. 1983 ; Vasseur et al. 1984 ; Santiago et al. 2002).

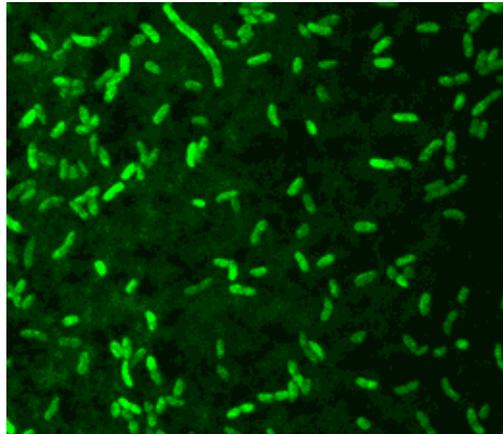


Figure 15 : Morphologie d'*Aliivibrio fischeri*.

L'organisme utilisé est une souche de bactéries luminescentes appartenant à l'espèce *Aliivibrio fischeri* NRRL B-11177, disponible dans le commerce sous forme lyophilisée. Elle est fournie par Azur Environmental Corp. (USA). La souche est conservée au congélateur à une température de -18 °C à -20 °C. Elle est utilisée après sa remise en suspension au moyen d'un milieu de reconstitution salin, selon les directives de la norme. Les bactéries commencent à émettre de la lumière immédiatement après leur réhydratation et sont prêtes à être utilisées pour l'essai.

Les bactéries, de part leur capacité d'adaptation aux différents stress et la structure de leur membrane, sont en principe relativement peu sensibles aux polluants et ne sont pas *a priori* des organismes sentinelles de choix concernant les écosystèmes aquatiques. Cependant, ces organismes ont une grande importance dans les écosystèmes, tant au niveau quantitatif (biomasse et abondance) que fonctionnel (rôle dans les cycles biogéochimiques) ; ce qui justifie leur utilisation dans les biotests pour l'évaluation de l'écotoxicité des écosystèmes aquatiques. Par ailleurs, le fait qu'*A. fischeri* ne soit pas représentative, d'un point de vue écologique, des espèces rencontrées dans les eaux douces n'empêche nullement son utilisation en écotoxicologie pour la mise en évidence des effets écotoxiques d'un échantillon. L'inhibition de la luminescence peut être interprétée comme une perturbation des processus métaboliques de cette espèce sous l'action d'un polluant. Notons que cet organisme est représentatif des bactéries de l'environnement et réagit aux toxiques de la même façon que les bactéries d'eau douce. De plus, le test d'inhibition de la luminescence d'*A. fischeri* est connu

pour être simple, fiable, rapide et normalisé. La rapidité de ce test en fait un outil intéressant dans les contextes de dépistage ainsi que pour les études comparatives.

II.6.2.2.3. *Pseudokirchneriella subcapitata*

L'espèce *Pseudokirchneriella subcapitata*, anciennement appelée *Selenastrum capricornutum* puis *Raphidocelis subcapitata* est une algue verte dulçaquicole de la classe des *Chlorophyceae*. Elle est présente dans une grande diversité de milieux aquatiques mais affectionne généralement les eaux calmes principalement les lacs oligotrophes-mésotrophes d'Amérique du nord et de Norvège (Pardos, 1996). Elle est susceptible de se développer dans la colonne d'eau, dans le sédiment ou sur des supports divers à condition que la lumière soit en quantité suffisante. Elle est également connue pour être sensible à la pollution des écosystèmes (Nygaard et al. 1986 ; Cauzzi, 2007). Elle a une forme très caractéristique en croissant (fig. 16). La taille moyenne est de 5 μm , mais elle peut nettement être plus grande juste avant la division cellulaire. Le volume moyen est de 15 - 20 μm^3 mais il peut atteindre 60 - 70 μm^3 en phase stationnaire. N'ayant pas de flagelle, cette algue demeure statique et ne forme pas de colonie. Les cellules sont isolées et son cytoplasme renferme principalement de la chlorophylle *a*, de la chlorophylle *b* et des pigments caroténoïdes.



Figure 16 : *Pseudokirchneriella subcapitata* vue au microscope.

La systématique de *P. subcapitata* est la suivante :

Règne	Végétal
Phylum	Chlorophytes
Sous-phylum	Chlorophycophytes
Classe	Chlorophycées
Ordre	Chlorococcales
Famille	Oocystacées
Genre	<i>Pseudokirchneriella</i>
Espèce	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>

Les algues unicellulaires, dont l'algue d'eau douce *P. subcapitata*, sont d'une grande importance écologique du fait qu'elles sont à la base de la chaîne trophique (Gilbin, 2001). Dans les écosystèmes aquatiques, la caractéristique principale de ce premier maillon, aux cotés des macrophytes, est de permettre l'entrée du carbone inorganique dans le compartiment biotique par le biais de la photosynthèse. De part leur faible taille, leur forme et leur richesse en carbone, ces microorganismes constituent généralement une partie importante de la nourriture consommée par le zooplancton notamment les cladocères (Cauzzi, 2007).

P. subcapitata se reproduit par différenciation en auto-spores, chaque cellule-mère se divisant en quatre cellules-fille (Bourrely, 1966). Ce sont la richesse et la disponibilité des nutriments présents dans le milieu (P, N), la lumière et le CO₂ qui contrôlent son développement (Parados, 1996 ; Santiago et al. 2002 ; Samoura, 2004 ; Cauzzi, 2007 ; Boillot, 2008).

Les algues utilisées dans le cadre de cette étude proviennent de cultures au laboratoire suivant les prescriptions de la norme ISO NF T90-375 (1998). Les algues sont maintenues en culture dans la salle réservée aux élevages au sein du LIEBE (Université Paul Verlaine-Metz). La culture est effectuée conformément aux recommandations, dans les mêmes conditions que le déroulement du test décrit plus bas. Ces algues peuvent être cultivées au moyen de : (i) milieu solide (milieu de culture liquide concentré 1,5x et de gélose Agar 1,5 %) qui facilite un stockage de longue durée des algues ; (ii) milieu de culture liquide qui peut être soit le milieu OCDE-ISO soit le milieu USEPA-Environnement Canada. La première mise en route d'une culture est effectuée à partir d'un stock stérile sur gélose. L'entretien de la culture se fait par repiquage régulier, en conditions stériles, de quelques colonies d'algues mono-spécifiques dans le milieu de culture liquide choisi pour obtenir après 3 jours une culture en phase exponentielle de croissance. Après le repiquage, les nouvelles cultures sont incubées conformément aux conditions de température et d'éclairage spécifiées dans la norme utilisée (ISO NF T90-375, 1998). Ces repiquages, réalisés tous les 3 à 4 jours, se font en Erlenmeyer de 100 ml contenant 50 mL de milieu ISO. Les cultures sont contrôlées au microscope au moment des repiquages et au moment de la préparation de l'inoculum. La solution algale utilisée pour la préparation de l'inoculum provient toujours d'une culture en phase exponentielle de croissance. Ces conditions de cultures ont été décrites par Manar et al. (2009).

Les tests sur *P. subcapitata* ont commencé à se développer dans les années 70. Cette algue, a tout d'abord été cultivée pour étudier l'impact des nutriments sur la productivité primaire en relation avec l'eutrophisation des milieux aquatiques. Son utilisation s'est ensuite

généralisée aux tests d'écotoxicité principalement en raison de sa facilité de culture et de sa croissance rapide. Capable de se multiplier 3 fois par jours (en conditions optimales), cette algue présente l'intérêt de pouvoir caractériser rapidement une écotoxicité chronique à un niveau trophique primordial (USEPA, 1978 ; Nygaard et al. 1986 ; Santiago et al. 2002, Deveze et al. 2005). Les algues notamment *P. subcapitata* semblent être plus sensibles aux contaminants que les invertébrés et les poissons du fait du contact direct de leur membrane cellulaire avec le milieu d'exposition (Chandra et al. 2003). En comparaison avec les bactéries (notamment *A. fischeri*), les algues sont moins sujettes à des variations génétiques et leur bonne sensibilité, comparée à d'autres tests microbiologiques, a été démontrée (Chandra et al. 2003). Notons que *P. subcapitata* a fait l'objet de nombreuses études impliquant des tests sur substances métalliques et organiques (Nyström et Blanck, 1998 ; Franklin et al. 2002 ; Rioboo et al. 2002 ; Feiler et al. 2006).

II.6.3. Protocoles de réalisation des essais d'écotoxicité

II.6.3.1. Inhibition de la mobilité de *Daphnia magna* Straus (24h/48h)

Il existe actuellement deux types de tests standardisés effectués sur *D. magna* : le test aigu et le test chronique. Le test aigu de 24h et/ou 48h, est sans doute le plus connu et le plus utilisé. L'effet étudié est l'immobilisation des daphnies censée augmenter avec la concentration du contaminant. La valeur de référence calculée sur la base du test est généralement une CE50, concentration qui immobilise 50 % des daphnies mises en expérimentation (OCDE, 1984 ; Environnement Canada, 1990 ; EN ISO 6341, 1996). Cette valeur constitue un indice qui permet de comparer les échantillons entre eux et de les classer. Le test chronique s'étend sur une plus longue période de la vie des daphnies, ce qui justifie son appellation de chronique. Il dure généralement 21 jours et le paramètre considéré est la reproduction (OECD, 1996). Pour des raisons de coût, de temps et de volume d'échantillon, seul le test aigu a été effectué dans notre cas.

Le test daphnie de la norme EN ISO 6341 (T 90-301), (1996) est applicable pour déterminer l'écotoxicité aiguë vis-à-vis de *D. magna* des substances chimiques solubles ou pouvant être maintenues en suspension ou en dispersion stable dans les conditions d'essai, des effluents industriels et urbains épurés ou non et des eaux de surfaces ou souterraines naturelles. Ce test permet de déterminer la concentration qui en 24 h et/ou 48 h immobilise 50 % des daphnies mises en expérimentation. Cette concentration, dite concentration efficace est désignée par la CE50-24h ou 48h.

Dans la présente étude, le test d'inhibition de la mobilité de *D. magna* a été réalisé conformément aux recommandations de cette norme dont une fiche récapitulative est donnée en annexe 2. Les organismes utilisés proviennent de l'élevage du LIEBE. Ils sont âgés de moins de 24 heures et sont de troisième génération au moins et obtenus par parthénogenèse acyclique. Ces critères répondent majoritairement aux conditions imposées par les différentes normes. Le test a été réalisé sur les échantillons bruts d'eau interstitielle ; les daphnies ont été exposées pendant 48 heures (20 °C ; obscurité) à des dilutions croissantes de cette eau. Les dilutions de l'EI ont été effectuées en utilisant le milieu ISO (X10).

Dans une première étape et dans le but de déterminer la gamme de concentration utile, un essai préliminaire avec 5 concentrations différentes a été effectué pour chacun des échantillons, parallèlement à un témoin. En fonction des résultats, la gamme de concentrations testées est ensuite affinée pour le test définitif, ce dernier est réalisé 24h après l'essai préliminaire. Notons que l'essai définitif est effectué lorsque la valeur approximative fournie par l'essai préliminaire ne peut suffire. Les dilutions retenues sont les suivantes : témoin (milieu standard), 0.1%, 1%, 10 %, 50 % et 80 % (v/v). Avant de préparer les dilutions, les échantillons et le milieu de dilution sont amenés à une température de 20 ± 2 °C. Le pH et la concentration en oxygène dissous sont mesurés et adaptés si nécessaire ($5.5 < \text{pH} < 9$ et $\text{O}_2 > 3$ mg/l). Les volumes d'EI testés sont versés dans des tubes à essai et complétés avec l'eau de dilution. Le volume ajouté au volume de l'échantillon testé lors de l'introduction des daphnies doit être minimal pour éviter de modifier la concentration souhaitée. Pour chacune des dilutions testées, 5 daphnies ont été exposées et 4 réplicats effectués (soit un total de 20 individus par concentration testée) ajouté à cela un témoin pour chacun des échantillons testés. Les essais sont réalisés dans des tubes à essai contenant 10ml de la solution d'essai à la concentration désirée. L'exposition se déroule à 20 °C et à l'obscurité. Au terme de la période d'expérimentation (24h/48h après la mise en contact des daphnies avec l'échantillon), le dénombrement visuel des daphnies mobiles est réalisé pour chaque tube à essai. Les résultats obtenus sont consignés tant pour les concentrations testées que pour les témoins. Les daphnies incapables de se déplacer dans les quinze secondes qui suivent une légère agitation du récipient sont considérées comme étant immobilisées, même si elles remuent les antennes. La même opération est effectuée après 48h d'exposition. Cette appréciation des données brutes sert à déterminer la relation concentration/réponse et à calculer les paramètres statistiques pour la quantification de l'écotoxicité. Une première appréciation de la réponse des organismes de *D. magna* aux différentes concentrations d'EI est obtenue par le calcul du

pourcentage d'inhibition de la mobilité (IM) par rapport aux témoins selon l'équation suivante :

$$IM (\%) = \left[\frac{(N_0 - N_i)}{N_0} \right] \times 100$$

Où :

IM : Pourcentage d'inhibition de la mobilité (24h/48h),

N₀ : Nombre de daphnies mises en essai (20 daphnies à raison de 5 par tube),

N_i : Nombre de daphnies mobiles en fin d'essai (24h/48h) pour chaque concentration.

Auparavant, les paramètres permettant de valider les résultats ont été suivis et mesurés conformément aux recommandations de la norme (EN ISO 6341 T 90-301, 1996). Les critères de validité pour un essai permettent de s'assurer de la conformité des modes opératoires et de la sensibilité des organismes par rapport aux prescriptions des protocoles. Ces critères sont basés sur la réponse des organismes dans les témoins et face à une substance toxique de référence. Ainsi, des tests d'écotoxicité de 24 h ont été réalisés au moyen d'une substance de référence ($K_2Cr_2O_7$) dont l'écotoxicité à l'égard des daphnies est connue. Les résultats de cet essai sont validés si les conditions ci-dessous sont simultanément satisfaites :

- ✓ Le pourcentage d'immobilisation observé chez les témoins doit être ≤ 10 % en fin d'essai,
- ✓ La teneur en oxygène dissous à la concentration la plus basse ayant induit une immobilisation de 100 % doit être ≥ 2 mg/l en fin d'essai,
- ✓ La variation du pH durant l'essai à la concentration la plus basse ayant induit une immobilisation de 100 % doit être inférieure à l'unité,
- ✓ La concentration d'effet CE50-24h du $K_2Cr_2O_7$ est comprise entre 0.6 et 2.1 mg/l.

Dans notre cas, les critères de validité ont tous été respectés. De tels résultats confirment que la culture des daphnies est correcte et que les tests se sont déroulés dans de bonnes conditions.

II.6.3.2. Inhibition de la bioluminescence de *Aliivibrio fischeri* (15/30 mn)

L'inhibition de la luminescence de la bactérie marine *A. fischeri*, anciennement nommée *Photobacterium phosphoreum* puis *Vibrio fischeri* (Urbanczyk et al. 2007), est utilisée depuis de nombreuses années pour la mesure de l'écotoxicité aiguë de composés

chimiques ou de diverses matrices environnementales. La méthode d'abord développée en eau douce pour évaluer l'écotoxicité de substance chimique (Bulich et al. 1981 ; Kaiser et al. 1998) a été adoptée pour évaluer la toxicité potentielle d'extraits aqueux et organiques de sédiments (McCarthy et al. 1997 ; Delistraty et Yokel, 2007). Bien que l'évaluation de l'écotoxicité d'un composé ou d'une solution nécessite en principe plus d'un bioessai, ce test permet le screening d'un grand nombre de toxiques et d'effluents en un temps court et à un coût peu élevé (Schiewe et al. 1985 ; Ribo et Kaiser, 1987 ; Brouwer et al. 1990 ; Long et al. 1990 ; Doherty, 2001).

Le test d'inhibition de la luminescence de la bactérie *A. fisheri* (EN ISO 11348, 1998) est commercialisé sous le nom de test Microtox® (Microbics-Corporation, 1992). Ce test permet d'évaluer l'écotoxicité aiguë d'un composé ou d'une solution. Il peut être réalisé sur des substances liquides et des lixiviats de substances pâteuses ou solides. Le critère de l'essai est la diminution de la luminescence, mesurée après 15 ou 30 mn d'incubation, par rapport à un facteur de correction (blank ratio), qui représente la même mesure réalisée parallèlement sur un témoin.

Dans la présente étude, le test a été effectué selon la norme EN ISO 11348 (1998) en milieu NaCl 20 g/l à 15 ± 1 °C. Une fiche récapitulative est donnée en annexe 3. La bactérie modèle *A. fisheri* NRRL B-11177 utilisée pour ce test est fournie sous forme lyophilisée par AZUR Environmental Corp., USA, et reconstituée avec une solution de NaCl à 20 g/L. En plus du témoin (solution de NaCl à 20 g/L), les EI des sédiments provenant des six stations en question ont été testées aux dilutions de 1 %, 10 %, 30 %, 50 %, 70 % et 90 % (v/v). Les dilutions sont effectuées de façon à avoir une concentration constante en NaCl (20 g/L). Les bactéries sont placées dans l'échantillon à tester à raison d'environ 10^6 cellules/ml. Cette gamme de dilution est accompagnée d'une série de substances de référence ($ZnSO_4$) effectué dans une solution standard de NaCl à 20 g/l. On procède à une lecture initiale de la luminescence des bactéries avant la mise en contact avec l'échantillon puis à deux autres lectures après les périodes d'incubation de 15 et 30 minutes qui suivent la mise en contact. La lumière émise par *A. fisheri* est mesurée au photomètre Microtox modèle 500 (Microbics Corporation). Les données obtenues à la suite de la réalisation de l'essai sont des intensités lumineuses, mesurées en unités relatives, auxquelles on applique le facteur de correction observé sur les témoins. Le calcul du pourcentage d'inhibition de la bioluminescence (IB) pour chaque concentration et à chaque temps est réalisé à l'aide de la formule suivante :

$$IB = \left[\frac{(B_r \times B_0) - B_{ti}}{B_r \times B_0} \right] \times 100$$

Où :

B_r : Blank Ratio ou rapport de bioluminescence des témoins (B_r/B_0),

B_0 : Bioluminescence initiale au temps (t_0 mn),

B_{ti} : Bioluminescence au temps (15/30 mn).

Les paramètres permettant de valider l'essai ont également été suivis conformément à la norme. Ainsi, un test avec une substance de référence ($ZnSO_4$) a été effectué. L'essai d'inhibition de la luminescence de *A. fisheri* est validé si :

- ✓ Le facteur de correction des témoins est supérieur à 0.7,
- ✓ La variabilité (CV) de la luminescence initiale est ≤ 20 %.
- ✓ La CI50 - 15 mn du sulfate de zinc est comprise entre 0.5 et 2.5 mg/l.

Dans notre cas, les critères de validité ont tous été respectés.

II.6.3.3. Inhibition de la croissance de *Pseudokirchneriella subcapitata* (72h)

Le test algues peut être effectué soit en erlenmeyer (EPA, 1978 ; EN ISO 8692, 1989 ; OCDE, 1984) ou en microplaques (Environnement Canada, 1992). Dans le cadre de ce travail, les tests ont été réalisés selon la norme française NF T90-375 (1998) en microplaque par manque de volume d'EI. Une fiche récapitulative est donnée en annexe 4. Ce test est applicable aux effluents aqueux industriels et urbains, aux lixiviats ou extraits aqueux ainsi qu'aux eaux douces de surface et souterraines. Il permet de déterminer selon les conditions définies par la norme, la concentration qui en 72h inhibe la croissance de 50% de la population de *P. subcapitata* mises en expérimentation. Cette concentration inhibitrice est désignée par la CI50-72h.

Les essais sont effectués en microplaques transparentes (Greiner bio one 655101), à fond plat, de 96 puits et d'un volume unitaire de 300 μ l. Les conditions retenues sont une incubation de 72 h à 24 ± 1 °C, de lumière continue (5000-6000 lux) dans le milieu standard choisi (milieu EPA) avec agitation continue. En plus des témoins, six concentrations sont testées (0.5, 10, 30, 50, 70 et 90 %) d'apport en EI à raison de 6 réplicats par concentration. Chaque puits correspond à un réplicat d'une concentration de l'échantillon testé (200 μ l par puits) dans lequel sont ajoutés 10 μ l d'inoculum algal. Les puits placés sur les bords ainsi

qu'un puits de séparation entre les différentes concentrations ne sont pas utilisés mais simplement remplis d'eau milliQ afin d'éviter les effets de bords dus à l'évaporation (St Laurent et al. 1992). Toutes les dilutions sont effectuées dans le milieu de culture EPA. Au terme des 72 h d'incubation, la lecture des microplaques a été effectuée par un fluorimètre de type Fluostar (excitation/émission : 485/640 nm). Cet appareil fournit des résultats en unités relatives de fluorescence et permet d'évaluer la croissance de la population au bout de 72h. La mesure de la densité cellulaire (par absorbance à différentes longueurs d'ondes) peut aussi s'avérer un bon indicateur pour évaluer la concentration cellulaire et donc l'inhibition de la croissance (Geis et al. 2000). Comme souligné par Nyholm (1989), il est judicieux de limiter le test à la durée de la phase exponentielle, car si le test est prolongé durant la phase linéaire, l'écotoxicité peut être masquée par l'effet inhibiteur due à l'épuisement de certains constituants du milieu de culture (ex. N, P) dans les témoins. Le calcul du pourcentage d'inhibition de la croissance (IC) pour chaque concentration est réalisé à l'aide de la formule suivante :

$$IC(\%) = \left[\frac{(N_0 - N_i)}{N_0} \right] \times 100$$

Où :

IC : Inhibition de la croissance,

N₀ : Nombre moyen de cellules dans la solution témoin après 72h,

N_i : Nombre moyen de cellules pour une concentration " i " de la solution d'essai.

Les paramètres permettant de valider l'essai ont également été suivis conformément à la norme. La connaissance des caractéristiques des cultures d'algues permet de s'assurer de la qualité des tests effectués dans le cadre de cette étude. Ainsi, un test avec une substance de référence ($K_2Cr_2O_7$) a été effectué. Le test est validé si :

- ✓ Le facteur d'augmentation de la concentration cellulaire des témoins en 72 h d'incubation est supérieur à 32. Dans des conditions normales d'expérimentation, des facteurs de 100 à 300 peuvent être obtenus ;
- ✓ La variabilité de la croissance chez les témoins est $\leq 20\%$;
- ✓ La sensibilité des algues vis-à-vis du dichromate de potassium est déterminée en parallèle à la série considérée. Les résultats d'essai interlaboratoire fournissent une valeur de CI50-72h comprise entre 0.24 et 1.03 mg/l de $K_2Cr_2O_7$.

Dans notre cas, les tests effectués ont permis de respecter les critères de validité exigés par la norme.

II.7. Traitement des résultats

II.7.1. Traitement des résultats de la caractérisation physico-chimique de l'eau et des sédiments

Dans un premier temps, les indicateurs statistiques suivants ont été déterminés systématiquement :

- ✓ Le minimum (0 % des mesures sont inférieures à cette valeur),
- ✓ Le premier décile (10 % des mesures sont inférieures à cette valeur),
- ✓ Le premier quartile (25 % des mesures sont inférieures à cette valeur),
- ✓ La médiane (50 % des mesures sont inférieures à cette valeur),
- ✓ La moyenne,
- ✓ Le troisième quartile (75 % des mesures sont inférieures à cette valeur),
- ✓ Le neuvième décile (90 % des mesures sont inférieures à cette valeur),
- ✓ Le maximum (100 % des mesures sont inférieures à cette valeur).

Notons que pour l'interprétation des résultats, la médiane a été préférée à la moyenne car c'est un indicateur statistique très robuste, complètement insensible à l'existence d'un certain nombre de valeurs anormales très élevées soit naturelles soit correspondant à des erreurs lors de la manipulation.

Les teneurs en ETM ont été comparées aux backgrounds internationaux et aux résultats des différents cours d'eau dans le monde pollué ou non. Plusieurs indices traduisant d'éventuels enrichissements et/ou pollution par les ETM ont également été calculés, à savoir : *Igeo* (indice de géoaccumulation), facteur de contamination (FC), degré de contamination (Dc), indice de pollution sédimentaire (IPS). Les teneurs en ETM ont également été comparées aux guidelines de la SEQ (Système d'Evaluation de la Qualité des Eaux des cours d'eau) et aux concentrations pouvant induire des effets ecotoxicologiques sur les organismes benthiques (TEC : Threshold Effect Concentration et PEC : Probable Effect Concentration).

Par ailleurs, différents graphiques (courbes et/ou histogrammes) sont réalisés permettant de mieux visualiser les mesures effectuées et donc de les commenter aisément.

Pour visualiser les variations des teneurs en ETM en fonction des saisons, nous avons utilisé la représentation graphique de type Box plots (boîtes à moustaches), (fig. 17). Cette dernière permet de mettre en évidence la répartition des données à la fois au sein d'un

ensemble de données (pour une même campagne) et entre les ensembles de données (entre les différentes campagnes). La boîte à moustache a pour avantage de représenter la gamme globale des valeurs, la variabilité des données au sein d'un même ensemble de données, la symétrie des données autour de la médiane et les valeurs extrêmes. Pour chaque ensemble de données, la boîte à moustache indique la médiane et les 1^{er} et 3^{ème} quartiles. Elle donne une indication sur la dispersion des points au-delà de ces valeurs statistiques de référence. Les moustaches délimitent les valeurs adjacentes (minimum et maximum) déterminées à partir de l'écart interquartile. Les points atypiques se trouvent au-delà des valeurs adjacentes. Les points situés à plus de 1.5 fois l'étendue interquartile au-dessus ou au-dessous de la médiane sont appelés les points suspects et les points situés à plus de 3 fois l'étendue inter-quartile au-dessus ou au-dessous de la médiane sont appelés les points extrêmes. La juxtaposition des boîtes à moustaches permet de comparer la distribution des valeurs de concentration selon les ensembles de données.

Enfin, nous avons fait appel à l'analyse variance suivie du test de Newman-Keuls pour chacun des paramètres étudiés afin de faire apparaître d'éventuels effets station, sous bassin et saison. Et afin de faire ressortir les différentes relations qui pourraient exister entre les paramètres physico-chimiques du milieu et les teneurs en ETM des sédiments, nous avons effectués des corrélations, des régressions linéaires simples et multiples par sélection de variables, d'une part entre les paramètres physico-chimiques et les ETM et d'autre part entre les différents ETM mesurés.

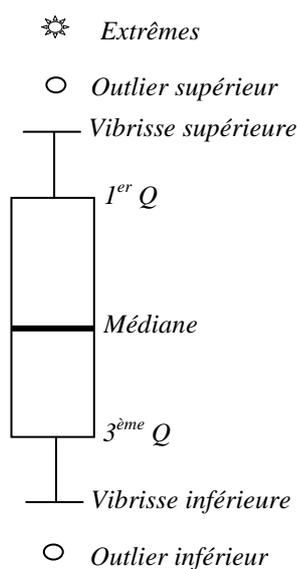


Figure 17 : Signification de la présentation des données en boxplots.

II.7.2. Traitement des résultats de l'écotoxicité de l'eau interstitielle des sédiments

Dans la mesure où les résultats des essais d'écotoxicité sont validés, le calcul des CEx/CIx est réalisé avec le programme Regtox 7.0.5 (macro pour Microsoft Excel macro mise à disposition par Éric Vindimian, INERIS, France. email : Eric.VINDIMIAN@wanadoo.fr). Cet outil de régression est basé sur le modèle de Hill (1910), initialement établi pour modéliser la liaison de l'oxygène sur l'hémoglobine, mais qui est aussi approprié pour d'autres mécanismes comme des réactions enzymatiques, des relations concentration-réponse en toxicologie et écotoxicologie (Vindimian, 2005). Ce modèle convient à un large nombre de cas où la mesure d'un effet biologique est exprimée en fonction d'une concentration. Deux paramètres, le nombre de Hill et la CE/CI50 sont les caractéristiques de la relation concentration-réponse. Deux autres paramètres, l'effet pour une concentration nulle et l'effet maximum à concentration infinie sont à définir. Dans le cas où des pourcentages d'inhibition sont calculés, ces deux paramètres sont respectivement de 0 et 100. La macro est basée sur un algorithme robuste et rapide qui permet d'estimer les paramètres initiaux (nombre de Hill, CE50, effet nul et effet maximum) par itérations successives. Ensuite, une simulation de type *bootstrap* entièrement non-paramétrique estime les intervalles de confiance à 95 % des paramètres, sur un nombre de simulations données (500 est généralement un nombre suffisant avec $\Lambda = 0.01$, $\Delta \Lambda = 5$, et critère de convergence = 0.00001). Cette méthode est considérée comme étant tout à fait adaptée aux modèles non linéaires (Efron, 1981). Les CE/CI50 ont été calculées à partir d'au moins trois concentrations (ou temps), pour lesquelles l'effet observé I_c était compris entre 10 et 90 %.

Préalablement au calcul des CEx/CIx, des interpolations graphiques sont aussi réalisées. Ces dernières concernent la variation du pourcentage d'inhibition de la mobilité du cladocère *D. magna*, de l'inhibition de la bioluminescence de la bactérie *A. fischeri* et de la croissance de l'algue *P. subcapitata* en fonction des pourcentages d'apports en eau interstitielle.

Chapitre III

Résultats et discussion

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

Les données statistiques des paramètres définissant la physico-chimie des sédiments des 37 sites de prélèvements sont récapitulées dans le tableau 10. Les indicateurs statistiques déterminés sont : le minimum, le premier décile, le premier quartile, la moyenne, la médiane, le troisième quartile, le neuvième décile, le maximum et l'écartype.

III.1.1. Température de l'eau

La figure 18 représente la température de l'eau au niveau des 37 sites d'études au cours des 4 campagnes de prélèvements.

L'examen de la figure 18 et du tableau 10 permet de constater que les températures de l'eau sont relativement homogènes. D'une manière générale, l'eau se réchauffe pour l'ensemble des cours d'eau du bassin versant Kebir Rhumel de la période des hautes eaux à la période des basses eaux. Les valeurs extrêmes relevées sont de l'ordre de 8,2 °C et 28,6 °C enregistrées aux mois de janvier et juillet au niveau des stations 17 et 32 respectivement. La médiane pour l'ensemble des stations pendant les quatre campagnes de prélèvements étant de l'ordre de 19,2 °C. Nous constatons un réchauffement dans le temps d'origine saisonnière. Un tel résultat n'est pas surprenant ; le radoucissement de la température de l'hiver à l'été est une caractéristique des régions à climat méditerranéen (*cf. chapitre. II*).

Tableau 10 : Données statistiques des paramètres physico-chimiques de l'eau

	T (°C)	pH	CEe (mS/cm)	MES (mg/l)
Minimum	8,20	7,01	0,40	10,10
1^{er} decile	11,10	7,56	1,0	21,10
1^{er} quartile	13,35	7,91	1,30	28,60
Moyenne	18,72	8,15	1,71	64,30
Médiane	19,20	8,19	1,67	38,75
3^{ème} quartile	23,40	8,43	2,0	61,45
9^{ème} décile	25,30	8,60	2,44	129,2
Maximum	28,60	8,92	4,70	742
Ecartype	5,33	0,37	0,65	42,10s
n			148	

Par ailleurs, il apparaît que les températures des eaux présentent des valeurs plus ou moins homogènes d'une station à l'autre ; l'écartype étant de l'ordre de 5,33 pour l'ensemble des stations et des campagnes de prélèvements. Les gradients amont-aval sont peu ou pas remarquables. Ceci a été mis en évidence par l'analyse de la variance qui a révélé un effet station non significatif. Comme pour l'effet station, la variabilité d'un sous bassin à l'autre n'est pas significatif non plus. La température médiane la plus élevée ($20,65 \pm 4,9$) a été enregistrée au niveau du sous bassin 10-07, alors que la plus faible ($18,05 \pm 6,3$) a été enregistrée au niveau du sous bassin 10-02.

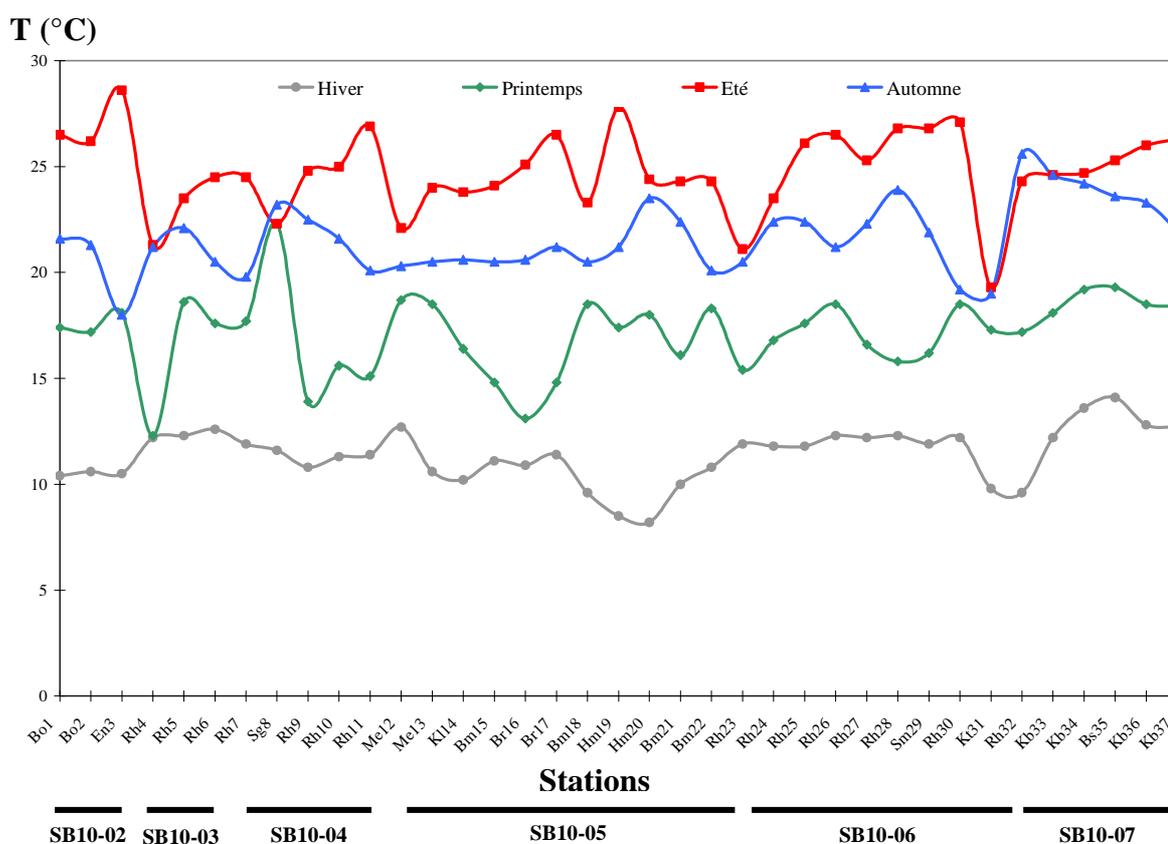


Figure 18 : Variation spatiale et saisonnière de la température de l'eau (°C).

Contrairement aux variations spatiales, les fluctuations des températures de l'eau d'une saison à l'autre sont très remarquables ; l'*anova* a d'ailleurs révélé un effet campagne significatif ($p < 0,001$, IE = 89,84 %). La médiane maximale a été enregistrée en été ($24,7 \pm 1,95$), suivie de l'automne ($21,3 \pm 1,65$), le printemps ($17,4 \pm 1,91$) et enfin l'hiver avec la température médiane la plus basse ($11,6 \pm 1,29$). Un tel état des lieux est certainement lié aux fortes canicules caractérisant de plus en plus la saison sèche de la région et aux fortes averses caractérisant la saison humide où l'eau devient plus courante et plus ombragée.

Notons aussi qu'en période d'étiage, il arrive qu'un affluent soit à un niveau d'eau très faible voir à sec, phénomène dû entre autres, au prélèvement agricole pour l'irrigation.

Ces résultats concordent avec ceux de Sahli (2002) et Afri-Mehennaoui et al. (2004). Ces auteurs ont enregistré des températures semblables dans des études réalisées sur le sous bassin de l'oued Rhumel et l'oued Boumerzoug en zone urbaine. Sahli (2002) a enregistré des températures de l'ordre de (7 à 24,5 °C), Afri-Mehennaoui et al. (2004) ont enregistré une fourchette de valeurs allant de 6,4 à 17,6 °C.

III.1.2. pH

La figure 19 représente le pH de l'eau au niveau des 37 sites d'études au cours des 4 campagnes de prélèvements.

L'examen de la figure 19 et du tableau 10 montre que les pH des eaux du bassin versant Kebir Rhumel sont faiblement alcalins. Ils oscillent entre 7,01 et 8,92 enregistrés au niveau des stations 16 (automne) et 8 (été) respectivement. La médiane pour l'ensemble des stations et des campagnes de prélèvements étant de l'ordre de $8,20 \pm 0,37$. Ceci est sûrement dû à la nature géologique calcaire du lit et du bassin versant Kebir Rhumel (*cf. chapitre 2*). En effet, le pH des eaux naturelles est lié à la nature des terrains traversés.

Les fluctuations du pH dans l'espace sont peu remarquables. Le pH reste assez stable et varie peu entre les sites. L'*anova* n'a pas révélé d'effet station, ni d'effet sous bassin significatif. Le pH médian le plus élevé ($8,45 \pm 0,21$) a été enregistré au niveau du sous bassin 10-02, alors que le plus faible ($8,06 \pm 0,33$) a été enregistré au niveau du sous bassin 10-03.

Contrairement aux fluctuations spatiales, la variation saisonnière du pH est remarquable. Les valeurs sont sensiblement plus importantes au printemps et en été. La campagne du printemps se détache ainsi avec le pH le plus élevé ($8,4 \pm 0,26$) suivie de l'été ($8,32 \pm 0,32$), l'hiver ($8,1 \pm 0,33$) et enfin l'automne ($7,93 \pm 0,39$). Ces fluctuations sont confirmées par l'analyse de la variance qui a révélé un effet campagne significatif ($p < 0,001$, IE = 23,65 %). Un tel état des lieux peut être attribué à l'abondance des végétaux aquatiques durant ces saisons, notamment les macrophytes et le périphyton, générant ainsi une activité photosynthétique plus importante.

Ces résultats sont comparables à ceux enregistrés par Sahli (2002) et Afri-Mehennaoui et al. (2004) pour l'oued Rhumel et l'oued Boumerzoug en zone urbaine. Sahli (2002) a enregistré un pH allant de 6,81 à 9,3 et Afri-Mehennaoui et al. (2004) ont enregistré ont pH de l'ordre de ($8,03 \pm 0,68$).

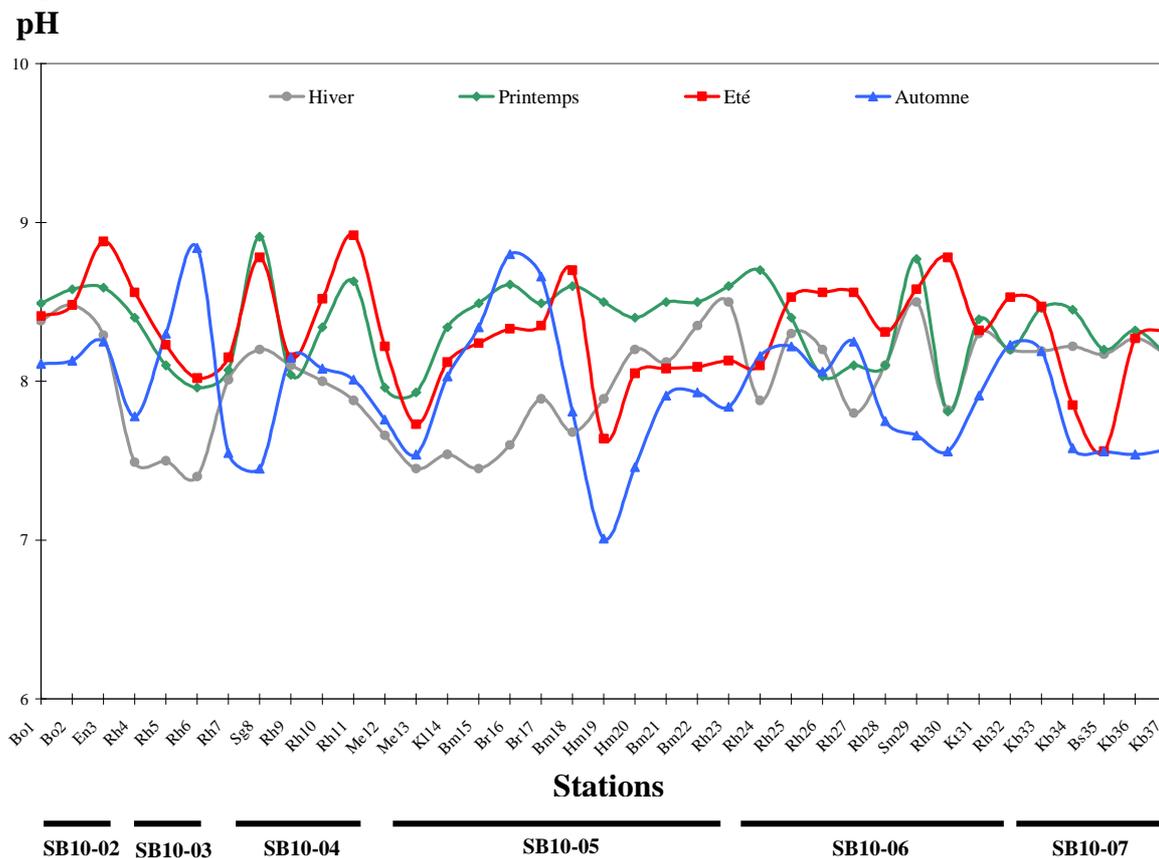


Figure 19 : Variation spatiale et saisonnière du pH de l'eau.

III.1.3. La conductivité électrique (CE)

La figure 20 représente la conductivité électrique des eaux au niveau des 37 sites d'études au cours des 4 campagnes de prélèvements.

L'examen de la figure 20 et du tableau 10, montre que la conductivité électrique présente des variations importantes. Celles-ci sont irrégulières et s'observent d'une station à l'autre, d'un sous bassin à l'autre et d'une campagne de prélèvements à l'autre.

Globalement, nous avons enregistré une conductivité électrique médiane de l'ordre de $1,67 \pm 0,65$ mS/cm pour l'ensemble des stations et des campagnes de prélèvements. Les valeurs extrêmes varient entre 0.4 mS/cm enregistrée en automne au niveau de la station 01 et 4.7 mS/cm enregistrée en été au niveau de la station 10. Cette variabilité spatiale est mise en évidence par l'analyse de la variance qui a révélé un effet station significatif pour ($p < 0,001$, IE = 72,78 %) et un effet sous bassin significatif pour ($p < 0,001$, IE = 23,98 %). La CE médiane la plus élevée a été enregistrée au niveau du sous bassin 10-05 ($2,1 \pm 0,85$ mS/cm) alors que la plus faible a été enregistrée au niveau du sous bassin 10-03 ($1,15 \pm 0,31$ mS/cm).

Notons aussi, que certaines valeurs suivent des évolutions amont/aval. La nature géologique régionale joue un rôle prépondérant ainsi que les effluents industriels et urbains.

CE (mS/cm)

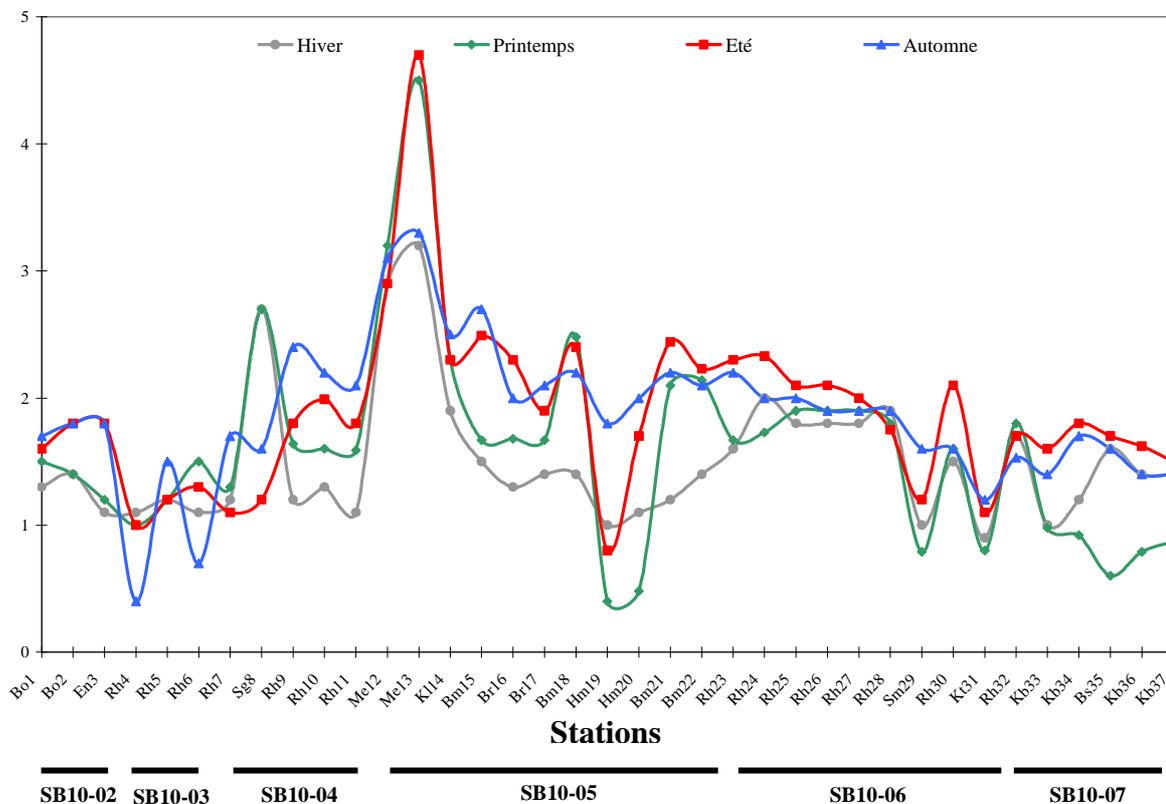


Figure 20 : Variation spatiale et saisonnière de la conductivité électrique de l'eau (mS/cm).

Les eaux du bassin versant Kebir Rhumel avec une conductivité électrique médiane de l'ordre de (1,67 mS/cm) sont caractérisées par une forte minéralisation selon la classification de Nisbet et Verneaux (1970), ($CE > 1$ mS/cm). Un tel état des lieux peut être attribué à la nature géologique du bassin versant dont l'origine est argilo-marneuse (*cf. chapitre 2*). L'augmentation de la conductivité électrique de l'amont à l'aval dans certains cas peut être attribuée aux rejets industriels et urbains. La CE excessive enregistrée au niveau de la station 10 pendant les quatre campagnes de prélèvements (3,2 mS/cm en hiver, 4,5 mS/cm au printemps, 4,7 mS/cm en automne et 3,3 mS/cm en été) peut être attribuée d'une part à la nature salée du sous bassin 10-05 (présence de Sebkhass), et d'autre part aux rejets urbains et industriels de la commune d'Ain M'Lila. Globalement, les résultats sont semblables à ceux de Sahli (2002) et Afri-Mehennaoui et al. (2004) relevés pour les eaux de l'oued Rhumel et l'oued Boumerzoug en zone urbaine. En effet, Sahli (2002) a enregistré une CE allant de 0,53 à 1,98 mS/cm, Afri-Mehennaoui et al. (2004) ont enregistré ($1,41 \pm 0,37$ mS/cm).

Par ailleurs, il apparaît que la conductivité électrique varie considérablement d'une campagne de prélèvements à l'autre. La valeur médiane la plus élevée a été enregistrée en automne ($1,9 \pm 0,67$ mS/cm), suivie de l'été avec une médiane de l'ordre de $1,8 \pm 0,55$ mS/cm, le printemps avec $1,6 \pm 0,74$ mS/cm et enfin la saison hivernale avec $1,4 \pm 0,52$ mS/cm. L'*anova* a d'ailleurs révélé un effet campagne significatif ($p < 0,05$, IE = 6,43 %).

III.1.4. Les matières en suspension (MES)

La figure 21 représente les taux des matières en suspension des eaux au niveau des 37 sites d'études au cours des 4 campagnes de prélèvements.

L'examen du tableau 10 et de la figure 21 montre que les taux des matières en suspension des eaux du bassin versant Kebir Rhumel sont très variables dans l'espace (station/sous bassin) et dans le temps (campagnes).

Les valeurs oscillent entre 10,1 mg/l et 742 mg/l enregistrées en été et en hiver au niveau des stations Kb37 et Bo1 respectivement. La médiane pour l'ensemble des stations et des campagnes de prélèvements étant de l'ordre de 38.75 mg/l. Cette fluctuation est confirmée par l'*anova* qui a révélé un effet station significatif pour ($p < 0,05$, IE = 33,24 %). L'effet station met en évidence un impact important de la perturbation apportée par l'activité humaine sur la concentration en MES. L'effet sous bassin est également significatif ($p < 0,001$, IE = 22,39 %). Le taux le plus élevé (108,8 mg/l) a été enregistré au niveau du sous bassin 10-03, alors que le plus faible (23,4 mg/l) a été enregistré au niveau du sous bassin 10-07. Nos résultats restent élevés par rapport à ceux enregistrés par Afri-Mehennaoui (2006) qui a enregistré des taux en MES de l'ordre de 10 mg/l à 140 mg/l pour l'oued Rhumel et l'oued Boumerzoug en zone urbaine. Ces valeurs ne sont pas cohérentes non plus avec la gamme qui est généralement observée dans les rivières, à savoir entre 2 et 53 mg/l (Hébert et Légaré, 2000). Cette différence peut s'expliquer par l'origine des MES en milieu aquatique. En effet, elles peuvent être issues de l'érosion et du transport des particules des sols dans le bassin versant, on parle alors de MES allochtones. Il existe les MES autochtones provenant de la précipitation de carbonates ou encore du développement de la biomasse algale observée surtout en période d'étiage mais les MES peuvent aussi provenir de la pollution urbaine notamment les rejets des stations de traitement d'eau usée, déversoirs d'orages, rejets industriels, etc.

Par ailleurs, les taux en MES présentent des variations considérables d'une campagne de prélèvement à l'autre. La campagne d'hiver se détache ainsi avec le taux médian en MES le plus élevé (83,2 mg/l) suivi de l'automne (35,7 mg/l), et enfin le printemps et l'été avec une

médiane aux alentours de (34,9 mg/l). L'*anova* a d'ailleurs révélé un effet campagne significatif ($p < 0,001$, IE = 17,43 %). Les fluctuations des taux en MES enregistrées peuvent être expliquées par les perturbations saisonnières (pluie) et/ou anthropiques. En effet, les taux faibles en saison sèche augmentent fortement pendant la saison humide. Ainsi, les pics observés au printemps et en hiver surtout peuvent être attribués aux fortes pluies précédant les prélèvements provoquant ainsi un lessivage et/ou une remise en suspension des sédiments du fond des cours d'eau. Ces derniers sont regorgés de particules de nature diverses variant en fonction des terrains traversés, de la saison, de la pluviométrie et des rejets.

MES mg/l)

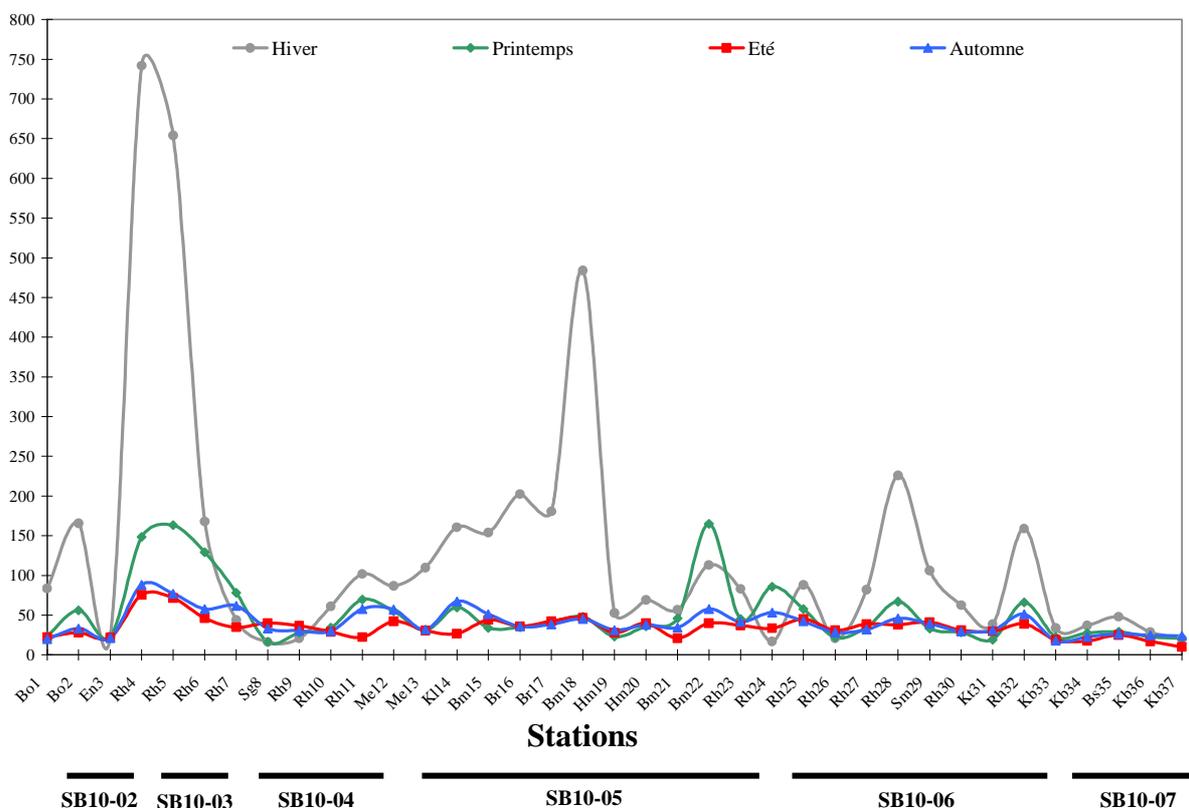


Figure 21 : Variation spatiale et saisonnière des teneurs en MES (mg/l).

III.1.5. Teneurs en ETM de l'eau

Les ETM sont généralement rencontrés à l'état de traces dans les eaux réceptrices du fait de leur faible solubilité et de la sédimentation des matières en suspension sur lesquelles est adsorbée la grande partie de ces éléments. Ainsi, et malgré la sensibilité de la méthode, les teneurs en Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb et Zn dans les eaux des oueds du bassin versant Kebir Rhumel sont non détectables. Ce résultat n'est pas surprenant, dans la mesure où les rejets

sont sporadiques, et du fait que les ETM s'absorbent rapidement sur les MES et finissent par se retrouver dans les sédiments (Sahli, 2002).

III.1.6. Bilan de la qualité physico-chimique de l'eau

Le bilan d'évaluation de la qualité physico-chimique des eaux du bassin versant Kebir Rhumel a été effectué sur la base des critères du *Système d'Evaluation de la Qualité des Eaux des cours d'eau (SEQ-Eau)*. Ce dernier est utilisé depuis 1971 par les agences de l'eau en Europe notamment en France. Il permet d'évaluer la qualité physico-chimique et biologique de l'eau et son aptitude aux usages et aux fonctions naturelles des milieux aquatiques. Différentes classes sont définies :

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

Les altérations sont des groupes de paramètres, de même nature ou de même effet, utilisées comme indicateurs et permettant de décrire les types de dégradations de la qualité de l'eau. Cette qualité est appréciée au travers de la mesure de nombreux paramètres, dont les unités et les seuils d'effet sur le milieu sont très différents. A cet effet, le SEQ transforme les concentrations des différents paramètres en indice de qualité. Pour chaque paramètre d'une altération, correspond un indice, variant de 0 (eau de très mauvaise qualité) à 100 (eau de très bonne qualité). L'indice de qualité est ainsi décomposé en cinq classes de qualité correspondant aux cinq couleurs conventionnelles (tab. 11).

Tableau 11 : Les classes de qualité du SEQ-Eau (Agence de l'eau, 1999).

Indices	Classes	Qualité	Aptitude de l'eau à la biologie et aux usages
100 – 80	Bleu	Très bonne	Très bonne
80 – 60	Vert	Bonne	Bonne
60 – 40	Jaune	Passable	Passable
40 – 20	Orange	Mauvaise	Mauvaise
20 – 0	Rouge	Très mauvaise	Inaptitude

En se reportant à la grille du SEQ-Eau (tableaux 11_a, 11_b, 11_c, 11_d), nous concluons ce qui suit pour les paramètres étudiés :

☛ La température est un facteur écologique de première importance (Ramade, 1993) qui a une grande influence sur les propriétés physico-chimiques des écosystèmes aquatiques. Lors d'un réchauffement ou d'un refroidissement, on peut parler aussi bien de nuisance que d'effets bénéfiques. Une élévation de la température s'accompagne souvent d'une modification de la densité et de la viscosité de l'eau qui peuvent influencer la sédimentation. Elle peut provoquer une réduction de la solubilité des gaz dans l'eau et en particulier les teneurs en oxygène. Si la température de l'eau varie de 13 °C à 20 °C, la concentration en oxygène chute de 13 %. Or, le rôle de l'oxygène est fondamental pour les organismes vivants et pour l'oxydation des déchets. Les températures basses affectent l'auto-épuration des rivières car les réactions d'oxydation sont ralenties. Au contraire, une température plus élevée accélère ces réactions, mais entraîne aussi une plus forte consommation de l'oxygène dissous par accroissement de la productivité biologique. Elle peut également influencer la disponibilité des ETM en affectant leur spéciation (Tadesse et al. 1991). Les températures des eaux du bassin versant Kebir Rhumel sont aux alentours de 20 °C, donc considérées comme "très bonne" en terme de qualité pour la biologie aquatique (tab. 11_a). En revanche, certaines températures dépassent les 20 °C notamment en été (tab. 12).

Tableau 11_a : Aptitude à la biologie en fonction de la température (SEQ-Eau, 1999).

Qualité	Très bonne	Bonne	Passable	Mauvaise	Très mauvaise
T(°C)	20	21.5	25	25	> 25

☛ Le pH représente le degré d'acidité ou d'alcalinité du milieu aquatique. Les eaux sont compatibles avec la vie piscicole pour des pH compris entre 5 et 9 (Rodier, 1989). Les organismes vivants sont très sensibles aux variations brutales mêmes limitées du pH. L'influence du pH se fait également ressentir par le rôle qu'il exerce sur les équilibres ioniques des autres éléments en augmentant ou en diminuant leur toxicité. Ainsi, 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 (Gaujous, 1995). Il joue également un grand rôle dans l'absorption et l'accumulation des ETM chez les organismes vivants, qui s'accroît en milieu acide. Comparativement aux données de la grille du Système d'Évaluation de la Qualité des cours d'eau (SEQ-Eau), (tab. 11_b), l'eau du bassin versant Kebir Rhumel est de qualité bonne à très bonne pour la vie aquatique (tab. 12). Toutes les valeurs sont aux alentours de 8.

Tableau 11_b : Aptitude à la biologie en fonction du pH (SEQ-Eau, 1999).

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

Il existe une relation entre la teneur en sels dissous d'une eau et la résistance qu'elle oppose au passage d'un courant électrique. Cette résistance peut être exprimée par la conductivité électrique qui constitue une bonne appréciation des concentrations globales des matières en solution dans l'eau reflétant ainsi la qualité de cette eau. Comparativement aux données de la grille du Système d'Évaluation de la Qualité des cours d'eau (SEQ-Eau), l'eau du bassin versant Kebir Rhumel est d'une qualité passable à mauvaise (tab. 12). Notons aussi, que les eaux de la station Me13 sont d'une qualité très mauvaise notamment au printemps et en été, nous avons enregistré des (CE > 4 mS/cm) ; l'eau étant inapte à la biologie et aux usages. Bien que la CE des eaux du bassin versant Kebir Rhumel soit supérieure à la norme internationale qui est (1 mS/cm) définissant une eau de bonne qualité à usage agricole, les eaux continuent à être utilisées à des fins domestiques notamment l'irrigation des rivages.

Tableau 11_c : Aptitude à la biologie en fonction de CE (SEQ-Eau, 1999)

Qualité	Très bonne	Bonne	Passable	Mauvaise	Très mauvaise
CE (µS/cm)	2500	3000	3500	4000	> 4000

Les MES sont issues des rejets industriels et urbains et/ou de l'érosion des sols notamment ceux où se pratique la culture intensive. Il est important de noter que les MES sont des particules correspondant à une classe granulométrique et que le terme de

suspension est employé pour toute particule arrachée au sol ou au lit de fleuve et mise en mouvement dans la colonne d'eau. Il arrive que les lits des cours d'eau ou des lacs se trouvent colmatés au détriment de la flore et de la micro-faune (envasement). Le colmatage d'un lit d'un cours d'eau a pour effet d'imperméabiliser cette surface d'échange avec la nappe phréatique sous-fluviale. Les particules érodées et transportées dans les cours d'eau sont pour l'essentiel de la matière minérale qui a pour origine la désagrégation des roches (Meybeck, 1984 ; Cosandey et Robinson, 2000). Les MES contribuent ainsi à la turbidité de l'eau. Les teneurs élevées en MES peuvent être néfastes pour la vie de la faune aquatique. En effet, en sédimentant, les MES peuvent compromettre le développement des œufs de poissons réduisant ainsi la nourriture disponible dans le milieu et créant par conséquent un déséquilibre dans les réseaux trophiques. Comparativement aux données de la grille du Système d'Evaluation de la Qualité des cours d'eau (SEQ-Eau), (tab. 11_d), l'eau du bassin versant Kebir Rhumel est de qualité passable à mauvaise excepté les eaux du sous bassin versant 10-07 ou l'eau semble être de bonne qualité (tab. 12). Notons aussi, la qualité très mauvaise des stations Rh 4, Rh 5 et Bm 18 au niveau desquelles le taux en MES dépasse 150 mg/l.

Tableau 11_d : Aptitude à la biologie en fonction des MES (SEQ-Eau, 1999).

Qualité	Très bonne	Bonne	Passable	Mauvaise	Très mauvaise
MES (mg/l)	25	50	100	150	> 150

Tableau 12 : Bilan de la qualité des eaux des 37 sites du bassin versant Kebir Rhumel.

Sous bassins	Stations	T (°C)	pH	CE (mS/cm)	MES (mg/l)
SB 10-02	Bo1	●	●	●	●
	Bo2	●	●	●	●
	En3	●	●	●	●
SB 10-03	Rh4	●	●	●	●
	Rh5	●	●	●	●
	Rh6	●	●	●	●
SB 10-04	Rh7	●	●	●	●
	Sg8	●	●	●	●
	Rh9	●	●	●	●
	Rh10	●	●	●	●
	Rh11	●	●	●	●
SB 10-05	Me12	●	●	●	●
	Me13	●	●	●	●
	Kl14	●	●	●	●
	Bm15	●	●	●	●
	Br16	●	●	●	●
	Br17	●	●	●	●
	Bm18	●	●	●	●
	Hm19	●	●	●	●
	Hm20	●	●	●	●
	Bm21	●	●	●	●
	Bm22	●	●	●	●
	Rh23	●	●	●	●
SB 10-06	Rh24	●	●	●	●
	Rh25	●	●	●	●
	Rh26	●	●	●	●
	Rh27	●	●	●	●
	Rh28	●	●	●	●
	Sm29	●	●	●	●
	Rh30	●	●	●	●
	Kt31	●	●	●	●
	Rh32	●	●	●	●
SB 10-07	Kb33	●	●	●	●
	Kb34	●	●	●	●
	Bs35	●	●	●	●
	Kb36	●	●	●	●
	Kb37	●	●	●	●

● Très bonne
● Bonne
● Passable
● Mauvaise
● Très mauvaise

III.2. Caractérisation physico-chimie des sédiments

Les données statistiques des paramètres définissant la physico-chimie des sédiments des 37 sites de prélèvements sont récapitulées dans le tableau 13. Sont indiqués : le minimum, le premier décile, le premier quartile, la moyenne, la médiane, le troisième quartile, le neuvième décile, le maximum et l'écartype.

III.2.1. pH

La figure 22 représente le pH des sédiments au niveau des 37 sites d'études au cours des 4 campagnes de prélèvements.

Le pH des sédiments des cours d'eau du bassin versant Kebir Rhumel varie d'environ 2 unités pH. Il oscille entre 6,15 (station 9 en automne) et 8,91 (station 32 en automne) avec une médiane de l'ordre de 7,93 pour l'ensemble des stations et campagnes de prélèvements, (tab. 13). Le pH est un paramètre pertinent lorsqu'il s'agit de décrire qualitativement l'origine d'une eau naturelle. La plupart des sédiments des eaux de surface ont leur pH compris entre 6,5 et 8,5 (Sigg et al. 2001). Il est également possible d'observer des pH supérieurs à 8,5 dans le cas des eaux stagnantes (marais, étangs, barrages) dans lesquelles il y a une forte décomposition de matière organique. D'après Meybeck (1984), les sédiments des eaux les plus chargées ont des pH plus élevés, ce qui est le cas dans les bassins carbonatés dans lesquels les pH peuvent atteindre 8 ; alors que les sédiments des eaux drainant des grès, des granites ou des gneiss ont des pH plus faibles aux alentours de 7.

Les valeurs enregistrées dans la présente étude indiquent un milieu légèrement basique avec une basicité légèrement plus importante pour les sédiments des stations (Bo1, Bo2 et En3) probablement liée à la présence plus importante de carbonates. Ces derniers jouent un rôle important dans le maintien du pH. Bremond et Vuichard (1973) ont montré que le pH des eaux naturelles dépend de l'origine de ces eaux et de la nature géologique du lit du bassin versant de la rivière. Dans le cas du Kebir Rhumel, la couverture néogène à sédimentation continentale, essentiellement conglomératique, repose fréquemment directement sur la formation carbonatée (Djebbar et al. 2004 ; Mebarki, 2005), (*cf. chapitre. II*).

Nos résultats obtenus concordent avec ceux de Sahli (2002) et Afri-Mehennaoui et al. (2004). Ces auteurs ont enregistré des pH de l'ordre de (7,4 - 8,2) et (7,4 - 8,17) respectivement en zone urbaine. Les résultats sont semblables aussi à ceux des sédiments de l'oued Sebou au Maroc, qui prend ses sources dans le Moyen Atlas et traverse des terrains dont la lithologie est dominée par les formations carbonatées (Fedan 1988, Charrière 1990,

Laadila 1996). En effet, Khamar et al. (2000) ont enregistré des moyennes arithmétiques de pH de l'ordre de (7,3 à 7,5) pour les sédiments de ce cours d'eau.

Tableau 13 : Données statistiques de la physico-chimie des sédiments.

	pHs	CEs ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	CaCO ₃ (%)	MO (%)	PF (%)	Granulométrie (%)		
						A	LT	ST
Minimum	6,15	157	10,02	0,04	0,47	1	9	9
1^{er} décile	7,55	189	21,32	0,79	2,74	1	28	15
1^{er} quartile	7,75	280	30,46	1,14	3,83	2	39	20
Moyenne	7,93	547	35,51	2,01	6,46	8	54,3	38,9
Médiane	7,93	453	36,35	1,65	5,22	5	52	38
3^{ème} quartile	8,11	726,5	43,39	2,84	8,29	10	72	54
9^{ème} décile	8,32	946	47,62	3,82	10,56	24	84	62
Maximum	8,9	2730	49,8	5	21,72	30	92	88
Ecartype	0,35	376	10,07	1,15	3,34	8,3	21,7	20,5
N			148				37	

Argile : A < 2 μm ; Limon total : 2 μm < LT < 50/63 μm ; Sable total: 50/63 μm < ST < 2000 μm .

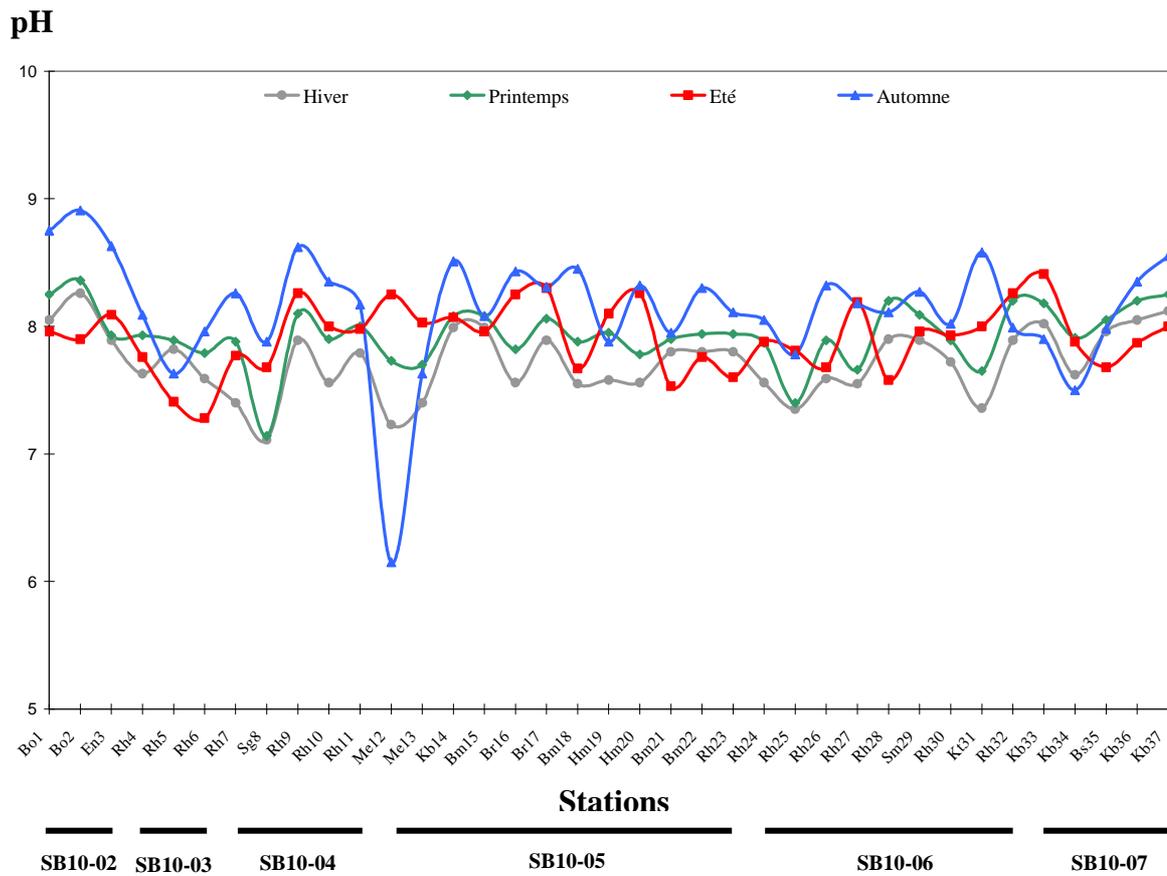


Figure 22 : Variation spatiale et saisonnière du pH des sédiments.

Notons par ailleurs que le pH légèrement acide enregistré au niveau de la station (Me12) est dû probablement à une perturbation du milieu suite à des rejets industriels et/ou urbains. En effet, le pH des eaux naturelles est sensible aux perturbations anthropiques. D'ailleurs, il apparaît que les sédiments prélevés au niveau des différentes stations pendant les 4 campagnes de prélèvements présentent des variations considérables d'une station à l'autre (fig. 22). Ceci est confirmé par l'analyse de la variance qui a révélé un effet station significatif ($p < 0,01$, IE = 38,55 %). L'effet sous bassins est significatif aussi ($p < 0,01$, IE = 11,19 %), l'amplitude des variations étant remarquable. Le pH médian le plus élevé ($8,17 \pm 0,35$) a été enregistré au niveau du sous bassin 10-02, alors que le faible ($7,78 \pm 0,23$) au niveau du sous bassin 10-03.

Comme pour les fluctuations spatiales, les variations du pH dans le temps (effet saison) sont également remarquables ; l'*anova* a révélé un effet saison significatif ($p < 0,001$, IE = 17,51 %). La médiane maximale a été enregistrée en automne ($8,17 \pm 0,14$), suivie de l'été ($7,96 \pm 0,23$), du printemps ($7,93 \pm 0,26$) et enfin l'hiver ($7,79 \pm 0,25$), (fig. 22). Ces élévations plus ou moins marquées du pH de la saison des hautes eaux à la saison des basses eaux peuvent être attribuées aux variations de la température qui conduisent au déplacement de l'équilibre carbonique vers la formation de carbonates sous l'effet de la photosynthèse provoquant ainsi une augmentation du pH. Ces variations peuvent également être attribuées à une perturbation passagère suite à des rejets industriels et/ou urbains.

D'une manière générale le pH des sédiments des eaux du bassin versant Kebir Rhumel comprises entre 6.15 et 8.91, semble favorable pour un développement sensé être normal de la faune et de la flore qui reste très sensible aux variations brutales de ce paramètre. Les effets toxiques du pH sur la faune aquatique apparaissent à partir d'une valeur inférieure à 4 et supérieur à 9,5. Le pH conditionne un grand nombre d'équilibre physico-chimique à savoir les équilibres ioniques des ETM en augmentant ou en diminuant leur toxicité (*cf. chapitre. 1*). La toxicité de certains ETM décroît avec l'augmentation du pH, simultanément à d'autres paramètres telle que la matière organique (Lock et al. 2000). L'augmentation du pH favorise la sorption des ETM.

III.2.2. La Conductivité Electrique (CE)

La conductivité électrique des sédiments du bassin versant Kebir Rhumel présente des fluctuations considérables. Celles-ci s'observent entre les points de prélèvements (stations), entre les sous bassins et entre les saisons (campagnes de prélèvement), (tab. 13, fig. 23).

Nous avons enregistré une conductivité médiane de l'ordre de 453 $\mu\text{S}/\text{cm}$ pour l'ensemble des stations et des campagnes de prélèvements, avec un minimum de l'ordre de 157 $\mu\text{S}/\text{cm}$ enregistré en hiver au niveau de la station (Bo2) et un maximum de 2730 $\mu\text{S}/\text{cm}$ enregistré en été au niveau de la station (Me12). Une telle variabilité a été vérifiée par l'analyse de la variance qui a révélé un effet station significatif pour ($p < 0,05$, IE = 34,13 %).

CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$)

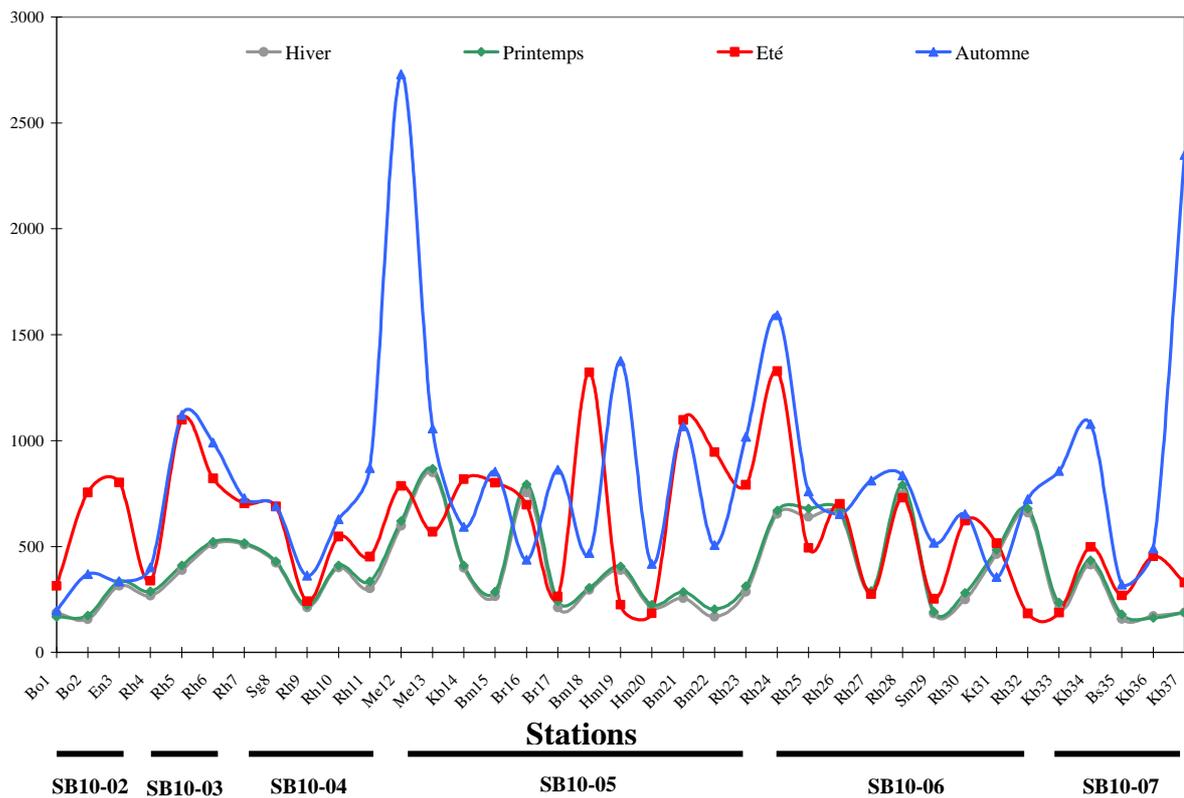


Figure 23 : Variation spatiale et saisonnière de la CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$) des sédiments

Globalement, les valeurs enregistrées semblent typiques à la conductivité spécifique aux eaux douces comprises entre 100 et 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Hébert et Légaré, 2000). Notons, que des valeurs relativement importantes ont été enregistrées au niveau des stations (Bm18 et Rh24 en été ; Rh5, Me12, Hm19, Rh24 et Kb37 en automne) reflétant ainsi une forte minéralisation. Ceci peut être attribué aux rejets industriels et/ou urbains ainsi qu'à la nature salée du sous bassin 10-05.

Contrairement à l'effet station, les fluctuations d'un sous bassin à l'autre ne sont pas significatives. La médiane la plus élevée a été enregistrée au niveau du sous bassin 10-06 (652 $\mu\text{S}/\text{cm}$) alors que la plus faible a été enregistrée au niveau du sous bassin 10-07 (295 $\mu\text{S}/\text{cm}$).

Par ailleurs, il apparaît que la conductivité électrique varie considérablement d'une campagne de prélèvement à l'autre. La valeur médiane la plus élevée a été enregistrée en automne (691 $\mu\text{S}/\text{cm}$), suivie de l'été avec une médiane de l'ordre de (570 $\mu\text{S}/\text{cm}$), le printemps avec (334 $\mu\text{S}/\text{cm}$) et enfin l'hiver avec la CE la plus faible (302 $\mu\text{S}/\text{cm}$). L'*anova* a d'ailleurs révélé un effet campagne significatif ($p < 0,001$, IE = 23,08 %).

III.2.3. Les carbonates (CaCO_3)

Les teneurs en carbonates des sédiments du bassin versant Kebir Rhumel sont représentées dans le tableau 13 et la figure 24.

La teneur en CaCO_3 des sédiments des cours d'eau du bassin versant Kebir Rhumel oscille entre 10,02 % (Hm20) et 49,8 % (Rh27) avec une teneur médiane de l'ordre de 36,35 % pour l'ensemble des stations et campagnes de prélèvements (tab. 13). Ces conditions peuvent être attribuées à la nature du milieu notamment la teneur en carbonates caractérisant la région d'étude. L'ion HCO_3^{3-} est la parfaite illustration de la signature géologique qu'une roche peut laisser dans une eau de rivière. Dans le cas du bassin versant Kebir Rhumel, la couverture néogène à sédimentation continentale, essentiellement conglomératique, repose fréquemment directement sur la formation carbonatée (Djebbar et al. 2004 ; Mebarki, 2005). Il présente donc naturellement, parmi les éléments majeurs, les concentrations les plus élevées dans nos eaux. Un tel comportement peut refléter une prédominance de l'équilibre CO_2 atmosphérique/dissolution des roches carbonatées dans ce bassin.

Par ailleurs, il apparaît que les sédiments prélevés pendant les différentes campagnes de prélèvements présentent des taux en CaCO_3 très variables d'un point de prélèvement à l'autre (fig. 24). Ceci est confirmé par l'analyse de la variance qui a révélé un effet station significatif ($p < 0,001$, IE = 66,13 %). L'effet sous bassins est également significatif ($p < 0,001$, IE = 26,78 %), l'amplitude des variations étant remarquable. Le taux en calcaire total le plus élevé ($45,74 \pm 4,78$) a été enregistré au niveau du sous bassin 10-05, alors que le faible ($29,47 \pm 8,27$) au niveau du sous bassin 10-07.

Les carbonates jouent un rôle important dans les sédiments des écosystèmes aquatiques. Une teneur élevée en carbonates rend le milieu alcalin favorable à la fixation des cations. La surface des carbonates favorise les phénomènes de rétention des ions métalliques tels que la précipitation (smithsonite (ZnCO_3), cérusite (PbCO_3)), la coprécipitation, l'absorption et l'adsorption et par substitutions isomorphes dans le réseau cristallin comme par exemple Cd/Ca (Alloway, 1995).

Par ailleurs et contrairement aux variations spatiales, les fluctuations saisonnières ne sont pas significatives. En effet, les fluctuations des taux en carbonates d'une campagne de prélèvement à l'autre sont peu remarquables. La valeur médiane maximale a été enregistrée au printemps ($40,29 \pm 10,31$), suivie de l'hiver ($39,52 \pm 10,40$), l'automne ($35 \pm 10,96$) et enfin l'été ($33,59 \pm 8,57$), (fig. 24).

CaCO₃ (%)

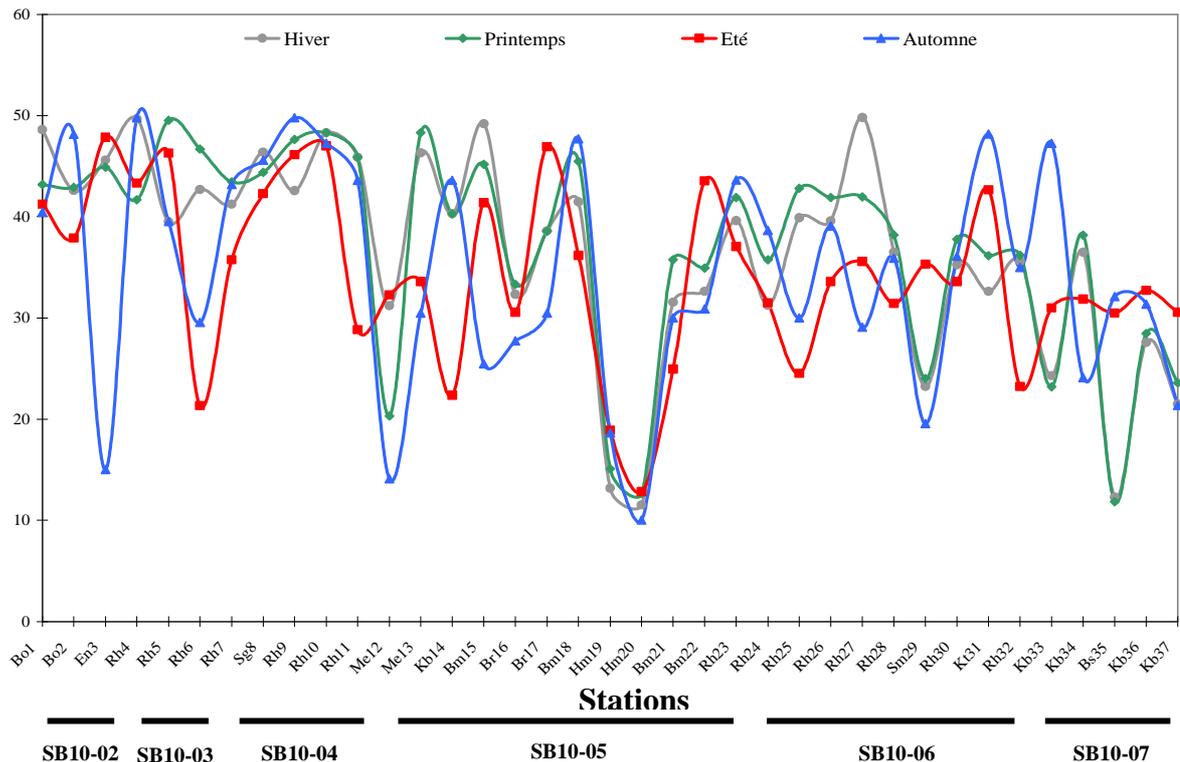


Figure 24 : Variation spatiale et saisonnière des CaCO₃ (%) des sédiments.

III.2.4. La matière organique (MO)

La matière organique est constituée de matière animale et végétale. C'est un bon indicateur de la richesse biologique d'un écosystème. Elle constitue le premier maillon de la chaîne alimentaire dans le cycle biologique.

Les teneurs en matières organiques (MO) des sédiments des 37 sites du bassin versant Kebir Rhumel ont été déterminées en utilisant deux méthodes : par oxydation sulfochromique (tab. 13 et fig. 25) et par la perte au feu à 450 °C (tab. 13 et fig. 26). Dans la première méthode, la teneur en MO est déduite de la teneur en carbone organique.

D'après les valeurs présentées dans le tableau 1, les résultats semblent être différents pour les deux méthodes. La teneur médiane en MO est estimée à environ 1,65 % avec un minimum de 0,04 % et un maximum de 5 % pour la première méthode, et une médiane de l'ordre de 5,22 % avec un minimum de 0,47 % et un maximum de 21,72 % pour la deuxième méthode. La différence relative observée dépasse les 100 %. Les résultats obtenus par la méthode d'oxydation semblent plus cohérents. La perte au feu donne une estimation moins rigoureuse de la quantité de matières organiques. Elle additionne tous les dépôts de substances volatiles ; en plus de l'oxydation et la volatilisation du carbone, les minéraux hydratés, les sulfures, mais aussi le phosphore et l'azote organiques sont oxydés et/ou volatilisés. A cela, il faut rajouter la perte d'eau liée aux argiles minéralogiques plus prononcée pour les minéraux argileux à surface spécifique élevée (Holtzapffel, 1985). Tous ces phénomènes induisent des pertes en poids nettes supérieures à la MO estimée par oxydation.

Par ailleurs, les teneurs en MO présentent des variations considérables. L'amplitude des variations est assez importante d'une station à l'autre, d'un sous bassin à l'autre et d'une saison à l'autre.

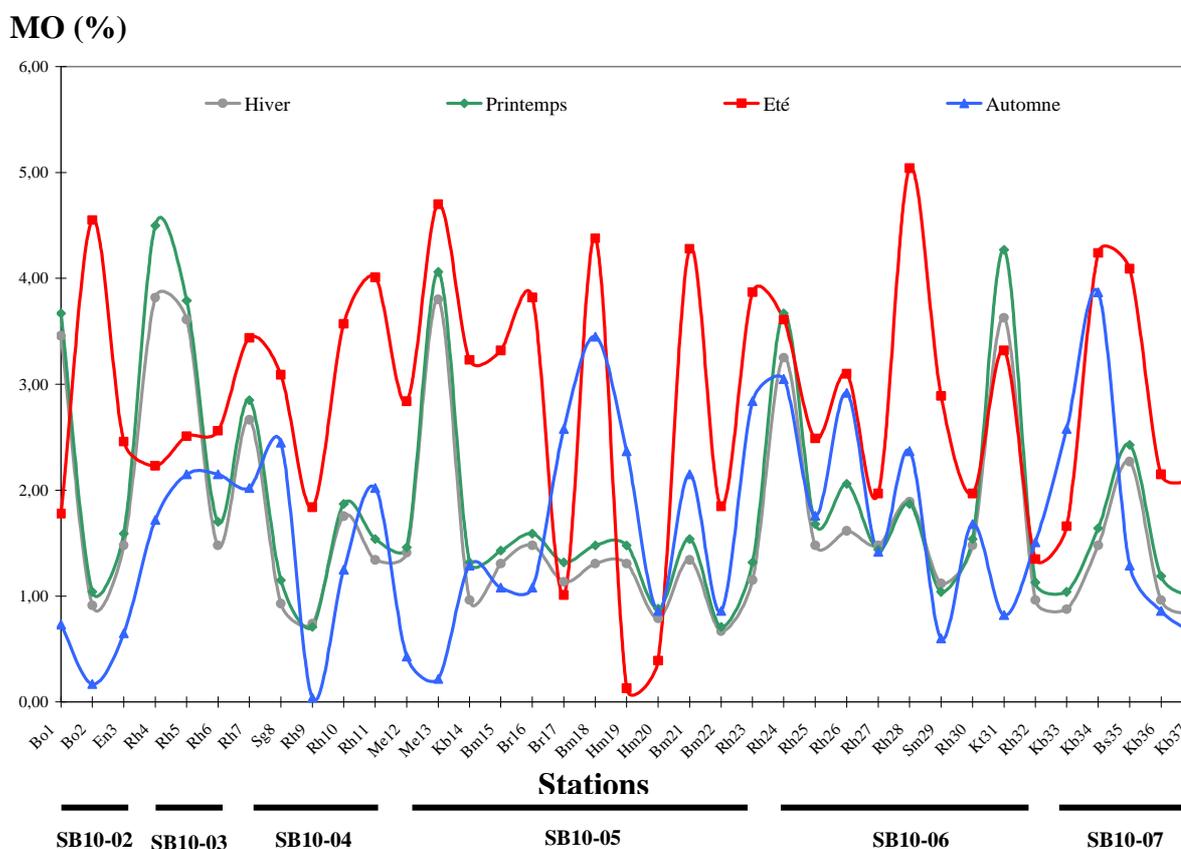


Figure 25 : Variation spatiale et saisonnière de la MO par oxydation des sédiments.

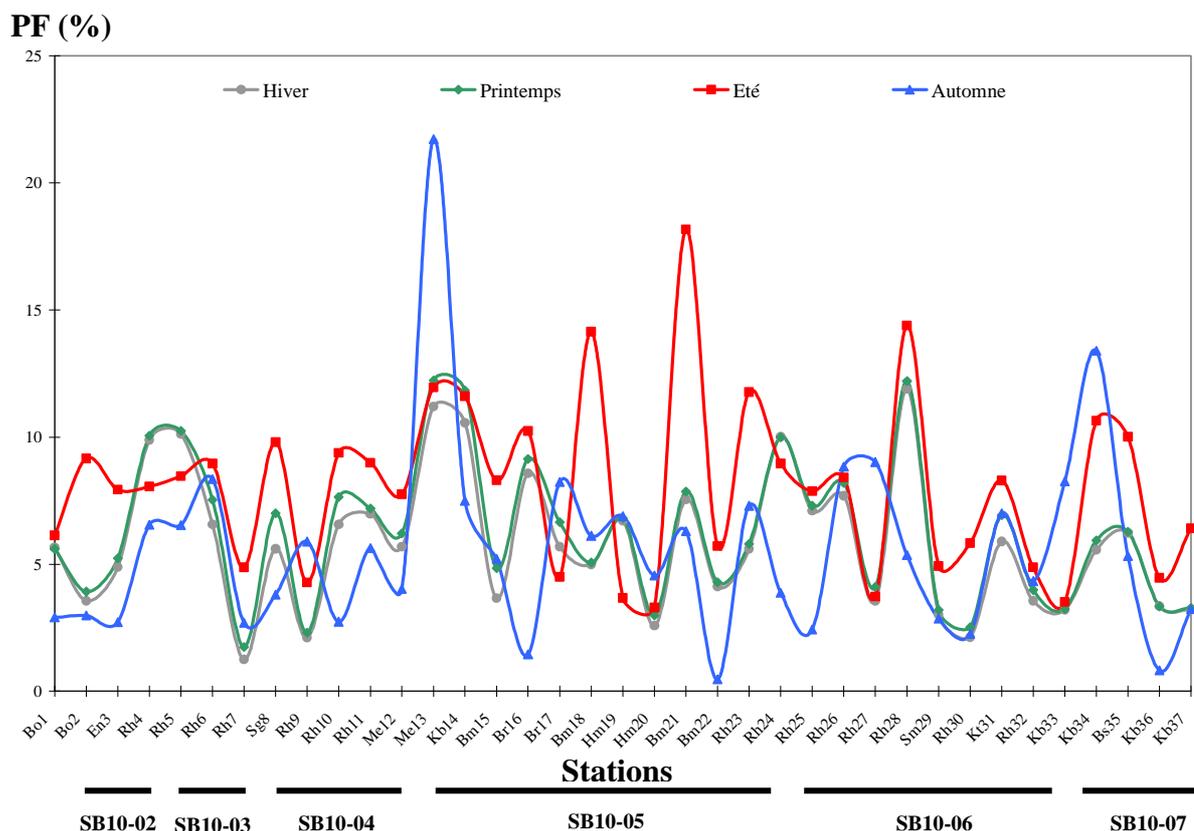


Figure 26 : Variation spatiale et saisonnière de la MO par perte au feu des sédiments.

L'intensité des fluctuations spatiale est mise en évidence par l'analyse de la variance qui révèle un effet station significatif avec ($p < 0,01$, IE = 36,57 %) et ($p < 0,01$, IE = 36,5 %) par oxydation et perte au feu respectivement. La tendance des variations d'un sous bassin à l'autre est moins perceptible et ceci quelque soit la méthode. L'*anova* n'a pas révélé d'effet sous bassin significatif. Le taux médian le plus élevé (2,37 % par oxydation et 8,41 % par perte au feu) a été enregistré au niveau du sous bassin (10-03) alors que le plus faible a été enregistré au niveau du sous bassin 10-07 (1,36 % par oxydation et 4,46 % par perte au feu).

Les forts taux de matière organique dans les sédiments sont le résultat de plusieurs facteurs, tel que les apports anthropiques par les effluents (eaux usées) et les eaux des STEP. L'intensité de la productivité biologique est un facteur non négligeable aussi. Cette dernière peut avoir lieu par apports en éléments nutritifs favorables pour la productivité du phytoplancton, ajouté à cela un faible hydrodynamisme et/ou une faible hauteur de la colonne d'eau qui favorise le dépôt de la matière organique. Les résultats montrent que les teneurs maximales en MO s'observent à proximité des rejets urbains et semblent être associées à une contribution anthropique importante. En revanche, les faibles taux en MO sont observés dans les zones à hydrodynamisme relativement important qui ne favorise pas l'accumulation et la préservation de la MO.

Par ailleurs, il apparaît que les taux de matière organique sont liés aux saisons. Les échantillons prélevés en été présentent les teneurs les plus élevées en matière organique pour les deux méthodes. Nous avons enregistré des taux médians de l'ordre de 2,89 % et 8,29 % en été contre 1,41 % et 6,21 % en hiver pour la méthode d'oxydation et de calcination respectivement. Ceci est confirmé par l'analyse de la variance qui révèle un effet saison significatif avec ($p < 0,001$, IE = 19,16 %) pour la méthode d'oxydation. Un tel état des lieux peut être attribué à l'absence des pluies, entraînant l'accumulation des charges organiques dans les sédiments. Ces résultats sont similaires à ceux enregistrés par Sahli (2002) et Afri-Mehennaoui et al. (2004) pour les sédiments de l'oued Rhumel et l'oued Boumerzoug en zone urbaine. Ces auteurs ont enregistré des taux de matière organique par perte au feu de l'ordre de (6,1 à 17 %) et (6,1 à 15,9 %) respectivement.

Les sédiments sont composés de minéraux principalement siliceux, carbonés, silico-aluminés (argile), ferriques phosphatés salins ; on y trouve aussi des restes d'organismes (Lebrun, 1972). Ces restes organiques sont représentés par divers composés provenant de l'activité biologique de la faune et de la flore aquatique et par leurs produits de dégradation à des degrés plus ou moins grands. Les proportions de ces divers éléments peuvent être variables d'un sédiment à l'autre. La grande variabilité de ces proportions est directement liée aux bassins versants, aux conditions hydrauliques, physico-chimiques et biologiques des cours d'eau. D'une manière générale, un sédiment renferme une fraction de substances organiques autochtones issues de l'activité biologique aquatique et des produits de décomposition et une fraction allochtone, terrestre à laquelle s'ajoutent les apports anthropiques, les rejets industriels, urbains et agricoles (Lebrun, 1972). Ainsi, les origines de la matière organique étant multiples, il est difficile de faire la part des influences naturelles et anthropiques sur les niveaux de concentration. Aux rejets directs de contaminants de sources industrielles, agricoles et urbaines (collectés et traités en STEP) s'ajoutent les eaux de pluie altérées au contact des matériaux rencontrés sur leurs parcours: couvert végétal, revêtements urbains et routiers, humus, matériaux superficiels et roches sous-jacentes. Ainsi, aux eaux usées non traitées viennent s'ajouter des eaux de pluie souillées par le ruissellement ayant gagné les différents cours d'eau du bassin versant Kebir Rhumel où les matières organiques sont généralement abondantes et leur influence sur le comportement des ETM est certaine. Les fortes valeurs peuvent être liées à l'importante végétation présente sur les berges et/ou dans l'eau (algue, lentille d'eau) de certains cours d'eau où ont été effectués les prélèvements mais aussi au fait que les sédiments sont relativement fins dans ces stations. De nombreux auteurs ont observé que les teneurs en carbone organique augmentaient avec la diminution de

la taille des grains de sédiments. Les eaux usées non traitées peuvent également être responsables des taux élevés de matière organique des écosystèmes aquatiques. Les faibles valeurs sont surtout liées à l'hydrodynamisme qui favorise la biodégradation d'une partie de la matière organique mais aussi son transport vers d'autres secteurs plus calmes.

Les sédiments des oueds du bassin versant Kebir Rhumel semblent fortement chargés en matières organiques. Meybeck et al. (1998) qualifient de très forte la proportion de 10 % de matière organique dans les sédiments. Cette dernière est dépassée dans 15 % des cas, traduisant ainsi un enrichissement organique des sédiments étudiés. Les teneurs en MO sont proches de ceux enregistrés par Grumiaux et al. (1997) par perte au feu dans la région Nord Pas de Calais ($2\% < \text{COT} < 6,5\%$) pour des sédiments considérés comme fortement chargés en matière organique. Ils sont également semblables à ceux de Lafont (1989) déterminés par perte au feu pour les sédiments des lacs de France ($1,2\% < \text{COT} < 8,5\%$). Néanmoins, ils restent faibles par rapport à ceux de Khamar et al. (2000) pour les sédiments de l'oued Sebou au Maroc à substrat carbonaté et considéré comme étant très chargé en matières organiques (11,87 à 14,26 %).

La matière organique est un agent complexant des charges métalliques, (Al-Shukry et al. 1992). En effet, dans un milieu riche en matière organique, les ETM se complexent à cette dernière et deviennent par conséquent non disponibles pour les organismes vivants (*cf. chapitre 1*). Notons aussi que le sédiment est un milieu complexe au sein duquel existent des équilibres et des gradients de contaminants et de matière organique et inorganique d'origine naturelle et/ou anthropique entre le compartiment aqueux (eau interstitielle/eau surnageante) et le compartiment particulaire (matière en suspension et sédiments), (Bonnet et Garric, 2003).

Les ETM peuvent être associés à différentes phases solides du sédiment dont la matière organique sous forme vivante ou détritique. Les particules organiques véhiculées par l'eau constituent alors un important vecteur de pollution. Dans le cas des matériaux présentant de faibles taux de matières organiques ($< 1\%$), c'est la combinaison teneurs en argile/teneurs en cations (Ca^{++} , Mn^{++} , ...) qui semble influencer le plus l'adsorption (Reddy et al. 1998). En effet, si certains contaminants circulent librement à l'état dissous dans l'eau, beaucoup d'autres sont presque entièrement liés à ces particules (organiques ou minérales) en suspension. Or, ces dernières ne se déplacent pas forcément au fil de l'eau, mais en alternant les phases de dépôt (où elles sont stockées au fond de la rivière) et de remise en suspension. Il en résulte un temps de séjour accru des polluants dans le réseau hydrographique.

Les sédiments pollués sont généralement riches en matière organique et ils deviennent anoxiques dès les premiers millimètres de profondeur du fait d'une intense activité microbienne. Ils sont périodiquement sujets à des remises en suspension, résultants de phénomènes naturels ou provoqués par l'homme. La remise en suspension de sédiments anoxiques, en exposant la matière organique sédimentaire à des conditions oxygènes, stimule la minéralisation de celle-ci (Wainright et Hopkinson, 1997). Or souvent la matière organique est sous-estimée en tant que substance polluante. Pourtant de nombreux produits provenant de sa dégradation sont toxiques (NH_3 , NO_2 , Phénols, etc.) et le déficit en oxygène qui en résulte peut avoir des effets néfastes sur l'écosystème.

Lors du brassage, des concentrations importantes de carbone organique dissous peuvent être relarguées, grâce aux phénomènes de biodégradation et de solubilisation d'une partie des matières organiques particulaires. Selon Saulnier et Mucci (2000), le relargage des ETM piégés par la matière organique est progressif et la minéralisation de celle-ci est responsable de l'augmentation lente de leur teneur en solution après quelques semaines de brassage. Khalid et al. (1978) soulignent que les principales phases de piégeage des ETM sont moins affectées lors d'un brassage en anoxie. Ultérieurement, différents auteurs confortent cette observation et suggèrent qu'en général, les remises en suspension de sédiments anoxiques dans une eau oxygénée ne conduisent pas à une augmentation notable de la concentration des ETM en phase dissoute par rapport à la teneur de l'eau avant le brassage, et le sédiment garde alors son rôle de piège à contaminants (Hirst et Aston, 1983 ; Calmano et al. 1994). Hirst et Aston (1983) ainsi que Förstner (1995) ont même remarqué une diminution des concentrations en contaminants métalliques dans l'eau après brassage. Cependant suite à un brassage de plusieurs jours, les teneurs en ETM relargués dans l'eau correspondent à moins de 5 % des contaminants présents dans les phases particulaires (Calmano et al. 1994 ; Petersen et al. 1996).

Même si les ETM restent très majoritairement associés aux particules, les remises en suspension peuvent néanmoins conduire à des teneurs élevées des ETM en phase dissoute qui peuvent être préjudiciables aux organismes vivants (Chapman et al. 1998).

La taille des particules, paramètre important sur le pouvoir de rétention, ne semble guère intervenir dans la répartition des composés au sein du sédiment pour des valeurs de carbone organique supérieures à environ 0,5 %. Cela montre que ce sont les phases de rétention, dont la matière organique, qui jouent un rôle important vis-à-vis des métaux et que les particules servent plutôt de substrat. Des sédiments sableux, très pauvres en matière organique ont une faible capacité d'adsorption (Gouy et Roulier, 2003). La matière organique,

en complexant ou en adsorbant les contaminants, les rend moins biodisponibles que ceux qui sont moins fortement liés aux particules (Tessier et al. 1979 ; Gobas et Zhang 1994).

III.2.5. Granulométrie

La figure 28 représente les classes texturales des sédiments des 37 sites d'études. Cette représentation a été effectuée à l'aide du triangle textural représenté ci-dessous (fig. 27).

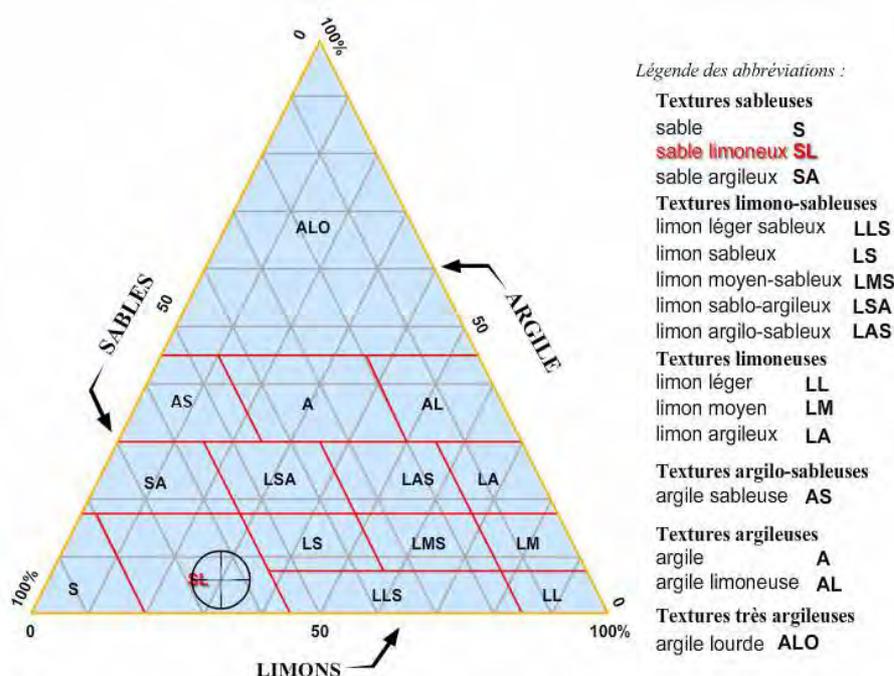


Figure 27 : Triangle textural

L'analyse granulométrique effectuée sur les sédiments des 37 sites de prélèvements montre une fluctuation dans la répartition des classes texturales (tab. 13). Certaines stations semblent être riches en particules fines (argile, limon fin et limon grossier) alors que d'autres présentent plutôt une texture grossière (fig. 28). Le taux le plus élevé en argile ($\varnothing < 2\mu\text{m}$) a été enregistré au niveau de la station (Bm18). Il est de l'ordre de 30 % contre 44 % de limon ($2\mu\text{m} < \varnothing < 50/63\mu\text{m}$) et 31 % de sable ($\varnothing > 50/63\mu\text{m}$). Alors que le taux le plus faible en argile (5 %) a été enregistré au niveau de la station (Kb34) contre 9 % de limon et 86 % de sable. Le taux le plus élevé en limon a été enregistré au niveau de la station (Rh6). Il est de l'ordre de 92 % contre 1 % d'argile et 9 % de sable. Le taux le plus élevé en sable (88 %) a été enregistré au niveau de la station (Bo1) contre un taux en argile de l'ordre de 2 % et en limon de l'ordre de 9 %.

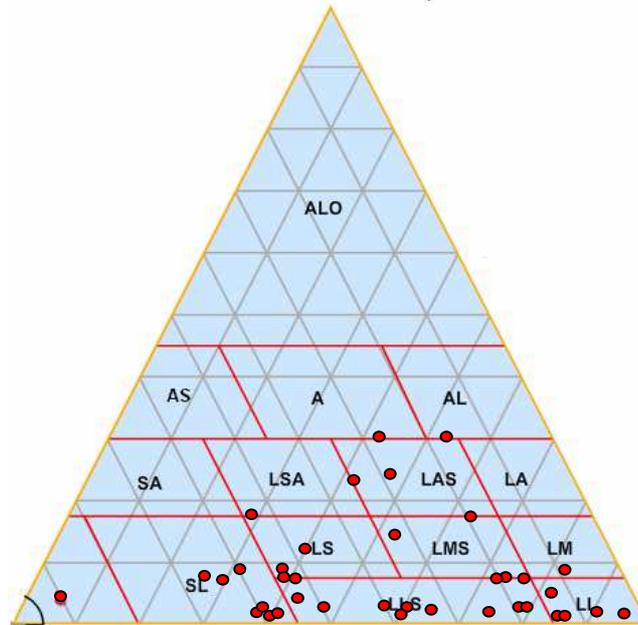


Figure 28 : Analyse granulométrique des sédiments.

L'effet sous bassin est également remarquable (tab. 14). L'*anova* a révélé un effet sous bassin significatif pour toutes les fractions avec ($p < 0,001$) pour les teneurs en argile et limon, et ($p < 0,01$) pour la fraction sableuse.

Tableau 14 : Répartition granulométrique des fractions fine ($< 50/63 \mu\text{m}$) et grossière ($> 50/63 \mu\text{m}$) dans les six sous bassins.

Sous Bassins	$\emptyset < 50/63 \mu\text{m}$	$\emptyset > 50/63 \mu\text{m}$
SB 10-02	43	52
SB 10-03	64	38
SB 10-04	63	40
SB 10-05	63,5	37
SB 10-06	48	30
SB 10-07	33	54

Globalement et en se basant sur le triangle texturale, nous constatons ce qui suit pour la granulométrie des sédiments des différents sous bassin :

- La texture des sédiments du sous bassin 10-02 reflète le caractère limoneux sableux argileux. Le taux moyen de limon ($2 \mu\text{m} < \emptyset < 50/63 \mu\text{m}$) est proche de 35 % alors que le sable ($\emptyset > 50/63 \mu\text{m}$) est aux alentours de 52 % (annexe 5).

- La texture des sédiments du sous bassin 10-03 reflète le caractère limon léger sableux. Le taux moyen de limon léger ($2 \mu\text{m} < \emptyset < 50/63 \mu\text{m}$) étant aux alentours de 60 % (annexe 5).
- La texture des sédiments du sous bassin 10-04 et 10-05 reflète le caractère limoneux sableux. Le taux moyen de limon ($2 \mu\text{m} < \emptyset < 50/63 \mu\text{m}$) est aux alentours de 50 % contre 40 % de sable ($\emptyset > 50/63 \mu\text{m}$), et 55 % ($2 \mu\text{m} < \emptyset < 50/63 \mu\text{m}$) contre 37 % ($\emptyset > 50/63 \mu\text{m}$) pour les deux sous bassins respectivement (annexe 5).
- La texture des sédiments du sous bassin 10-06 reflète le caractère limon léger sableux. Le taux moyen de limon ($2 \mu\text{m} < \emptyset < 50/63 \mu\text{m}$) est de l'ordre de 46 % pour 30 % de sable ($\emptyset > 50/63 \mu\text{m}$) (annexe 5).
- La texture des sédiments du sous bassin 10-07 reflète le caractère sableux limoneux pour un taux moyen de sable ($\emptyset > 50/63 \mu\text{m}$) de l'ordre de 54 % pour 33 % de limon ($2 \mu\text{m} < \emptyset < 50/63 \mu\text{m}$) (annexe 5).

La connaissance de la granulométrie est particulièrement importante car les fractions fines et en particulier les argiles assurent la cohésion des sédiments en raison de leurs propriétés électriques et leur structure en feuillets. Les sédiments des oueds du bassin versant Kebir Rhumel renferment 55 % de particules dont le diamètre est ($\emptyset < 50/63 \mu\text{m}$). Ce taux peut avoir une incidence sur la distribution des ETM. En effet, la fraction fine des sédiments ($\emptyset < 50/63 \mu\text{m}$) joue un rôle important dans le processus d'adsorption des ETM en milieu aquatique, car celle-ci présente de très grandes surfaces spécifiques comportant de nombreux sites d'adsorption. Les fractions fines peuvent être constituées de composés actifs pour les ETM tels que les hydroxydes ou les matières organiques. Les ions Cr et Pb ont généralement une plus grande affinité pour les colloïdes que les ions Zn, Cd et Ni (Tyler et al. 1984).

Contrairement à la fraction fine, la fraction grossière ($\emptyset > 50/63 \mu\text{m}$) tant par sa nature géochimique que par sa faible surface spécifique, constitue une phase pauvre en ETM. Les grosses particules agissent comme diluant, d'où l'intérêt d'un tamisage à $63 \mu\text{m}$ séparant la fraction fine de la fraction grossière. Plus les sédiments sont fins, plus ils sont riches en ETM. La granulométrie est ainsi considérée comme l'un des principaux facteurs de variation des teneurs en contaminants dans les sédiments (Robbe, 1981).

III.2.6. Les Eléments Traces Métalliques (ETM)

Les données statistiques des teneurs en éléments traces métalliques des sédiments des 37 sites de prélèvements sont récapitulées dans le tableau 15. Sont indiqués : le minimum, le premier décile, le premier quartile, la moyenne, la médiane, le troisième quartile, le neuvième décile, le maximum et l'écartype.

Les histogrammes (fig. 29, 31, 33, 35, 37, 39, 41 et 43) illustrent l'évolution dans l'espace (stations/sous bassins) des concentrations en éléments traces métalliques dans les sédiments du bassin versant Kebir Rhumel.

Les boxplots / boîtes à moustaches (fig. 30, 32, 34, 36, 38, 40, 42 et 44) illustrent les variations saisonnières des teneurs en éléments traces métalliques. La juxtaposition des boîtes à moustaches par saison permet de comparer la distribution des valeurs de concentration selon les 4 ensembles de données (campagnes).

En plus de ces indicateurs statistiques et des illustrations graphiques (histogrammes, box plots), nous avons jugé utile le calcul des paramètres suivants : (tab. 15)

Tableau 15 : Données statistiques des teneurs en ETM des sédiments ($\mu\text{g/g}$).

	Cd	Cr	Co	Cu	Ni	Mn	Pb	Zn
Minimum	0,56	9,95	2,39	9,59	10	105,6	11,2	37,8
1 ^{er} décile	0,56	22,39	5,85	18,20	17	150,4	44	68
1 ^{er} quartile	0,56	34,83	8,77	31,18	22	195,8	55,6	93,5
Moyenne	1,21	46,92	11,58	47,17	24,46	259,8	69,59	143,5
Médiane	1,11	43,39	11,70	40,28	20	250,9	66,7	120,7
3 ^{ème} quartile	1,67	58,41	14,62	50,78	27,25	305,7	78	150
9 ^{ème} décile	2,22	66,9	17,54	67,15	31	377,9	111	216
Maximum	3,33	216,4	20,16	446	46	576,1	167,5	641
Ecartype	0,73	25,81	4,08	44,80	5,18	89,7	27	100
GVF	0,56-2,2	22,4-66,9	5,9-17,5	18,2-67,2	17-31	150,4-377,9	44-111	68-216
DIQ	1,11	23,58	5,85	19,6	5,25	109,9	22,4	56,5
Upper whisker	3,33	93,78	23,39	80,18	35,12	470,55	111,6	234,75
Points extrêmes	5	129,15	32,17	109,57	43	635,4	145,2	319,5
Nb d'outliers supérieurs	0	2	0	8	2	6	17	14
Nb de points extrêmes	0	2	0	3	1	0	1	12
Seuils réglementaires	0,2	120	-	50	80	-	40	240
Nb valeurs > seuils	148	2	-	43	0	-	134	14
n	148							

- ✚ La gamme des valeurs fréquentes (GVF) définie comme étant la fourchette de valeurs comprises entre les 1^{er} et 9^{ème} déciles ou 80 % des valeurs mesurées sont présentes dans cette fourchette centrée sur la médiane. Ce descripteur permet d'éliminer des valeurs extrêmes hautes ou basses qui correspondent à des anomalies naturelles, à de fortes pollutions ou à des erreurs techniques.
- ✚ La distance interquartile (DIQ) définie comme la différence arithmétique entre les 1^{er} et 3^{ème} quartiles ou 50 % des valeurs mesurées sont présentes dans cet intervalle et sont centrées sur la médiane.
- ✚ Le nombre d'outliers supérieurs (ou points suspects) qui correspondent à toutes les valeurs supérieures à l'upper whisker (vibrisse supérieure). Cette dernière est obtenue en ajoutant 1.5 fois la DIQ au 3^{ème} quartile. En retranchant 1.5 fois la DIQ au 1^{er} quartile, on définit le *lower whisker* (vibrisse inférieure). Toutes les valeurs inférieures à la vibrisse inférieure sont définies comme outliers inférieurs. Un outlier est une valeur définie statistiquement comme "anomalique" par rapport à une certaine population et uniquement par rapport à la structure de cette population. Ainsi, une valeur qui s'avère outlier par rapport à la population des valeurs obtenues dans le bassin versant Kebir Rhumel, n'est pas forcément outlier par rapport à la population constituée par un ensemble de données collectées dans une autre zone et/ou au plan national. Compte tenu de l'objectif de l'étude, nous nous sommes intéressés qu'au calcul de l'upper whisker et par conséquent le nombre d'outliers supérieurs.
- ✚ Le nombre de points extrêmes correspondent aux points situés à plus de 3 fois l'étendue inter-quartile au-dessus ou au-dessous de la médiane. Ces points sont également statistiquement anomaliques ; ils traduisent généralement des anomalies naturelles, de fortes pollutions ou des erreurs techniques.

Faute de normes algériennes pour l'évaluation de la qualité et du niveau de contamination des sédiments par les ETM, nous comparons nos résultats aux différents backgrounds dans le monde notamment ceux définis par Meybeck et al. (2003) et Thévenot et al. (2002) pour les substrats carbonatés et alumino-silicatés prédominants dans le bassin versant Kebir Rhumel (tab. 16) ; les concentrations naturelles des ETM dans les sédiments étant fonction de la roche mère.

Nous comparons également nos résultats à ceux rapportés par différents auteurs dans le monde pour des cours d'eau pollués et non pollués (tab. 17).

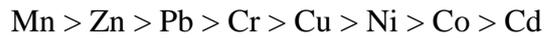
Tableau 16 : Concentrations théoriques en ETM de différents assemblages minéralogiques (Meybeck et al. 2003, Thévenot et al. 2002).

ETM	Carbonates	Matière organique	Alumino-silicates	Quartz
Cd	0,2	0,4	0,2	0,08
Co	5	0,5	8	4
Cr	25	1	70	30
Cu	8	25	20	6
Mn	-	-	-	-
Ni	25	3	30	6
Pb	15	5	20	10
Zn	60	150	50	20

Tableau 17 : Synthèse des backgrounds et teneurs en ETM dans les sédiments des cours d'eau pollués et/ou non pollués dans le monde.

Références	Cd	Co	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn
Background								
Thomas et Meybeck (1992)	0,3	-	120	50	-	80	40	240
Pardos et al. (2003)	0,22	8,1	30,9	27,4	-	30,8	26,5	86,3
Thévenot et al. (2007)	0,25	7	40	15	-	16	23	60
Saulnier and Gagnon (2009)	0,31	-	46	20	-	23	15	60
Cours d'eau pollués et/ou non pollués								
Martin et Whitfield (1983)	1	20	100	100	1050	90	100	250
Martin et Windom (1991)	1,2	-	-	100	-	-	35	250
Kraepiel et al. (1997)	0,56	-	-	72	-	-	35	162
Jdid et al. (1999)	1,3-1,6	-	-	15-16	-	19,5-26	22-39	86-99
Santschi et al. (2001)	0,17	-	72	21	1044	-	27	144
Carpentier et al. (2002)a,b	0,8	-	32	31.5	50	-	52	189
Morillo et al. (2002)	68	36	121	2920	-	47	1140	3150
Akay et al. (2003)	-	-	-	12	-	-	44	78
Bouabdli al. (2005)	0,2-0,8	-	-	13-28	-	-	19,2-710	81-949
N'guessan and al. (2009)	0,3	14	53	19	-	28	25	82

Globalement, les résultats des concentrations pseudo-totales obtenus révèlent la présence du Cd, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, Pb et Zn dans tous les échantillons de sédiments prélevés sur les 37 sites pendant les quatre campagnes. L'ordre d'abondance des éléments est le suivant :



Les concentrations enregistrées sont de l'ordre de 0,56 - 3,4 µg/g pour le Cd, 10 - 216 µg/g pour le Cr, 9,6 - 446 µg/g pour le Cu, 3 - 20 µg/g pour le Co, 105 - 576 µg/g pour le Mn, 10 - 46 µg/g pour le Ni, 11 - 167,5 µg/g pour le Pb, et 38 - 641 µg/g pour le Zn.

Le tableau 15 montre que les sédiments du bassin versant Kebir Rhumel sont caractérisés par des concentrations en cadmium qui s'échelonnent de 0,56 µg/g à 3,33 µg/g avec 75 % des valeurs inférieures à 1,67 µg/g ($Q_3 = 1,67$ µg/g). La médiane est égale 1,11 µg/g et la moyenne est égale à 1,21 µg/g. le cobalt est présent avec des valeurs extrêmes de l'ordre de 2,39 µg/g et 20,16 µg/g avec une moyenne égale à 11,58 µg/g versus une médiane de l'ordre de 11,70 µg/g avec 75 % de valeurs inférieures à 14,62 µg/g. Pour ces deux éléments, les valeurs moyennes sont très proches de la médiane. Il y a donc, à l'échelle de la zone d'étude, peu de dispersion dans les concentrations en cadmium et en cobalt. Les moyennes sont donc peu influencées par les valeurs atypiques ; les nombres d'outliers et de valeurs extrêmes sont d'ailleurs nuls pour les deux éléments.

Pour le chrome, le cuivre, le nickel, le manganèse, le plomb et le zinc, la distribution des valeurs est dissymétrique et a une tendance générale à être plus allongée vers les valeurs élevées des concentrations notamment pour le zinc ; la tendance étant plus marquée. Les concentrations en chrome s'échelonnent entre 9,95 µg/g et 216,4 µg/g avec une médiane de l'ordre de 43,39 µg/g versus une moyenne égale à 46,92 µg/g. Les teneurs en cuivre vont de 9,59 µg/g à 446 µg/g avec une médiane de l'ordre de 40,28 µg/g versus une moyenne égale à 47,17 µg/g. Les concentrations en nickel varient entre 10 µg/g et 46 µg/g avec une médiane de l'ordre de 20 µg/g versus une moyenne égale à 24,46 µg/g. Le manganèse est présent avec des concentrations allant de 105,6 µg/g à 576,1 µg/g avec une médiane de l'ordre de 250,9 µg/g versus une moyenne égale à 259,8 µg/g. Les concentrations en plomb s'échelonnent entre 11,2 µg/g et 167,5 µg/g avec une médiane de l'ordre de 66,7 µg/g versus une moyenne égale à 69,59 µg/g et celles du zinc s'échelonnent entre 37,8 µg/g et 641 µg/g avec une médiane de l'ordre de 120,7 µg/g versus une moyenne égale à 143,5 µg/g.

Etant donné que 75 % de valeurs inférieures sont à 58,41 µg/g pour le chrome, 50,78 µg/g pour le cuivre, 27,25 µg/g pour le nickel, 305,7 µg/g pour le manganèse, 78 µg/g pour le plomb et 150 µg/g pour le zinc; les moyennes sont donc considérées comme très influencées par les valeurs atypiques (suspectes + extrêmes). Ces valeurs correspondent à :

- ✓ 4 échantillons de sédiments (2 suspects et 2 extrêmes) dont les concentrations en chrome sont comprises entre 93,78 $\mu\text{g/g}$ (upper whisker) et 216,4 $\mu\text{g/g}$ (maximum).
- ✓ 11 échantillons de sédiments dont les concentrations en cuivre sont comprises entre 80,18 $\mu\text{g/g}$ et 446 $\mu\text{g/g}$. Parmi ces échantillons, 8 d'entre eux sont dits suspects (80,18 $\mu\text{g/g}$ – 109,57 $\mu\text{g/g}$) et 3 sont dits extrêmes (109,57 $\mu\text{g/g}$ - 446 $\mu\text{g/g}$).
- ✓ 3 échantillons de sédiments dont les concentrations en nickel sont comprises entre 35,12 $\mu\text{g/g}$ et 46 $\mu\text{g/g}$. Deux valeurs sont suspectes (35,12 $\mu\text{g/g}$ - 43 $\mu\text{g/g}$) et une est extrême (43 $\mu\text{g/g}$ - 46 $\mu\text{g/g}$).
- ✓ 6 échantillons de sédiments suspects dont les concentrations en manganèse sont comprises entre 470,55 $\mu\text{g/g}$ et 576,1 $\mu\text{g/g}$.
- ✓ 18 échantillons de sédiments, dont 17 suspects (111,6 $\mu\text{g/g}$ - 145,2 $\mu\text{g/g}$) et un extrême (145,2 $\mu\text{g/g}$ - 167,5 $\mu\text{g/g}$).
- ✓ 26 échantillons de sédiments dont les concentrations en zinc sont comprises entre 234,75 $\mu\text{g/g}$ et 641 $\mu\text{g/g}$. Les concentrations de valeurs atypiques correspondent à 14 échantillons suspects (234 $\mu\text{g/g}$ - 319 $\mu\text{g/g}$) et 12 extrêmes (319 $\mu\text{g/g}$ - 641 $\mu\text{g/g}$).

Chaque ensemble de données pour chaque élément est étudié de manière détaillée dans les paragraphes qui suivent avec d'abord une vue précise sur la distribution et les variabilités des teneurs dans l'espace, puis dans le temps.

III.2.6.1. Le cadmium (Cd)

Les variations spatiales des teneurs médianes en cadmium des sédiments des 37 sites de prélèvements sont représentées sous forme d'histogramme (fig. 29).

Des fluctuations des concentrations en ETM apparaissent d'une station à l'autre et d'un sous bassin à l'autre. Nous avons enregistré une concentration médiane de l'ordre de $(1,11 \pm 0,73 \mu\text{g/g})$ avec un minimum de l'ordre de $(0,56 \mu\text{g/g})$ et un maximum de $(3,4 \mu\text{g/g})$, (tab. 15). Les variations d'un sous bassin à l'autre sont également considérables. La médiane la plus faible $(0,56 \pm 0,37 \mu\text{g/g})$ a été enregistrée au niveau du sous bassin (10-02) alors que la plus élevée $(1,67 \pm 0,78 \mu\text{g/g})$ a été enregistrée au niveau du sous bassin (10-03). Cette variabilité spatiale des teneurs en cadmium est confirmée par l'analyse de la variance qui a révélé des effets significatifs avec $(p < 0,001, \text{IE} = 42,5 \%)$ et $(p < 0,01, \text{IE} = 10 \%)$ pour l'effet station et l'effet sous bassin respectivement.

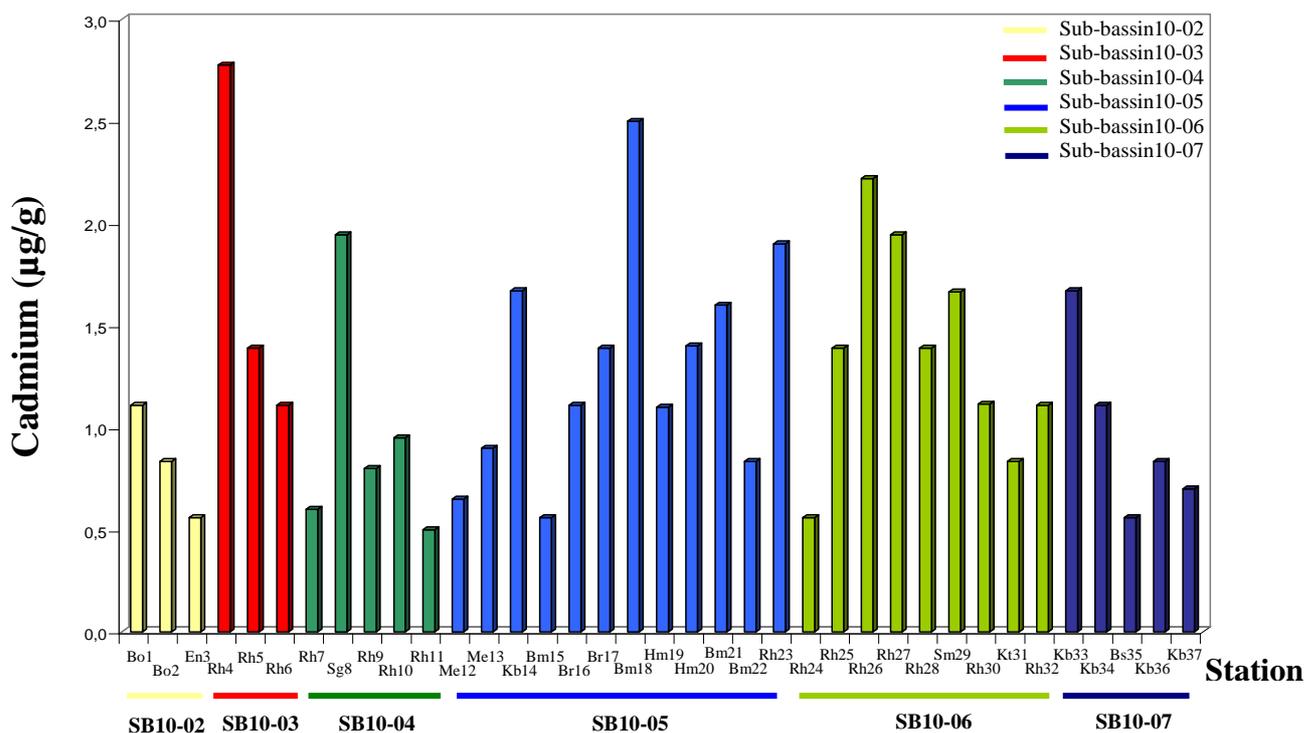


Figure 29 : Distribution spatiale des concentrations médianes en cadmium dans les sédiments du bassin versant Kebir Rhumel.

La comparaison des moyennes par le test de Newman-Keuls ($p < 0,05$) a fait ressortir trois groupes homogènes aussi bien pour les stations que pour les sous bassins.

Les valeurs les plus élevées ont été enregistrées au niveau des stations Rh4, Bm18, Rh26, Rh27 et Kb33 (tab. 18). Ces résultats montrent clairement que les sédiments des zones exposés aux rejets industriels et urbains sont plus contaminés que ceux qui sont à l'écart de ces rejets. Ces stations, en plus de leur situation par rapport aux rejets, sont localisées dans des zones caractérisées par une activité agricole intense. Ce bilan conduit à l'échelle du bassin montre une origine agricole du Cd sans doute liée à la contamination des engrais phosphatés notamment ceux provenant de Djebel Onk qui sont très riches en cadmium, la concentration devrait avoisiner $400 \mu\text{g/g}$ si on les compare aux phosphates tunisiens (Chiffoleau et al. 2001) ; les deux phosphates ont une origine commune, ils proviennent d'un même gisement situé à la frontière Algéro-tunisienne. L'utilisation non contrôlée de ces engrais, fait que les sols cultivés sur les berges deviennent pollués par des éléments toxiques en particulier le Cd. Ajoutés à cela les sols des berges non cultivés qui sont déjà contaminés par des rejets divers d'origine industrielle et/ou urbaine. Ouahrani et Gheribi (2007) ont enregistré une concentration en cadmium de l'ordre de $5,7 \pm 0,72 \mu\text{g/g}$ pour les sols des bordures de l'oued Rhumel en zone urbaine. Les transferts des contaminants des sols

jusqu'aux eaux de surface s'effectuent par le ruissellement. Le lessivage des sols cultivés et non cultivés se traduit par un enrichissement des eaux des oueds en ETM notamment le cadmium par ruissellement durant les saisons pluvieuses surtout après application des engrais. Ceci pourrait expliquer les teneurs élevées en Cd enregistrées durant la période des hautes eaux. Cette constatation suggère qu'une grande part du Cd dans les sédiments des oueds du bassin versant Kebir Rhumel serait d'origine agricole, à laquelle s'ajouterait une origine industrielle et/ou urbaine de rejets non contrôlés. Notons que les eaux usées de la ville de Constantine sont collectées et traitées ; les oueds ne sont donc soumis qu'à une portion des rejets diffus des eaux usées.

Tableau 18 : Test de Newman-Keuls pour la variabilité spatiale des teneurs en cadmium (effet station)

(Groupes avec des lettres différentes sont significativement différents, $p \leq 0.05$)

Groupes Homogènes	A	AB	B
Moyenne ($\mu\text{g/g}$)	0,56 – 0,99	1,14 – 1,57	1,83 – 2,68
Stations	1,2,3,7,9,10,11,12,13, 15,24,31,34,35,36,37	5,6,8,14,16,17,19,20,21, 22,23,25,28,29,30,32	4,18,26,27,33

Par ailleurs, il apparaît que les sédiments du sous bassin 10-03 sont les plus chargés en cadmium. Ce sous bassin se détache dans un groupe à part avec la concentration la plus élevée en cadmium suivi des sous-bassins 10-05 et 10-06 (tab. 19). Le sous bassin 10-03 est caractérisé par une activité agricole intense notamment aux alentours de la station Rh4 dans la zone dite Belâa. Les sous-bassins 10-05 et 10-06 sont plutôt anthropisés ; ce qui pourrait expliquer les taux relativement importants de cadmium dans les sédiments. Ainsi, aux sources naturelles et agricoles s'ajoutent les rejets industriels et/ou urbains notamment ceux des nombreuses agglomérations et unités industrielles implantées le long des cours d'eau. Les eaux usées d'origine industrielle et urbaine sont décontaminées puis traitées en STEP avant de gagner les oueds du bassin versant Kebir Rhumel. Malgré ces précautions de collecte, beaucoup de rejets, notamment les boues polluées récupérées ainsi que les nombreux fûts de produits toxiques stockés sur des aires dans les complexes, restent soumis aux intempéries et pourraient être, avec le temps, sources de contamination.

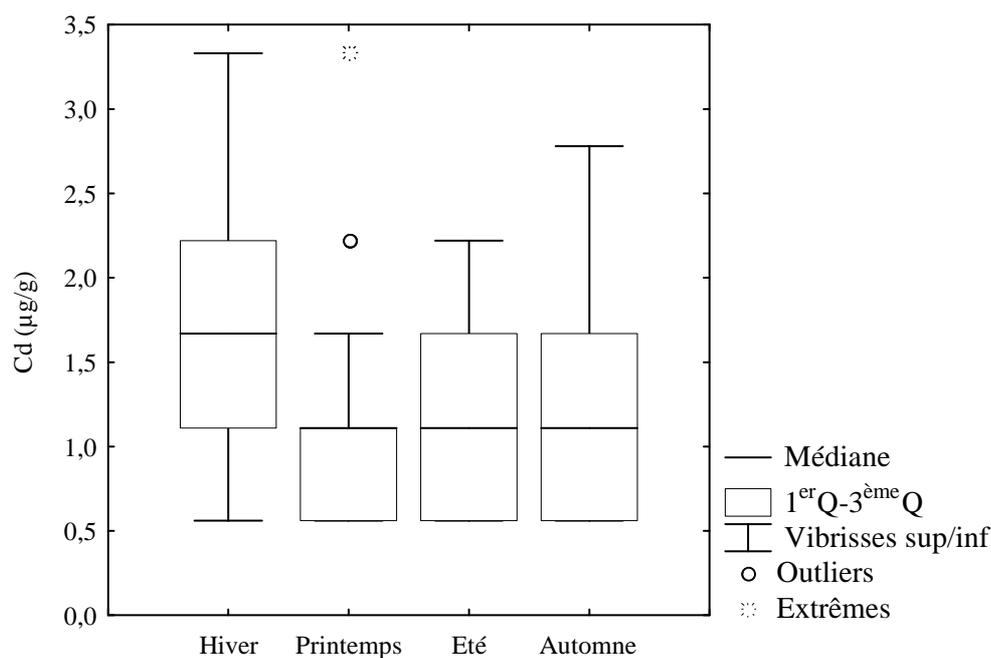
Tableau 19 : Test de Newman-Keuls pour la variabilité spatiale des teneurs en cadmium

(effet sous bassin)

(Groupes avec des lettres différentes sont significativement différents, $p \leq 0.05$)

Sous-bassin	Moyenne ($\mu\text{g/g}$)	Groupes Homogènes
10-02	0,86	A
10-04	0,98	A
10-07	1,08	A
10-05	1,22	A B
10-06	1,47	A B
10-03	1,70	B

Aussi, il apparaît que les teneurs en cadmium varient d'une saison à l'autre pour une même station et un même sous bassin. Les boîtes à moustaches relatives aux teneurs en cadmium pendant les quatre campagnes de prélèvements sont représentées dans la figure 30.

**Figure 30** : Boîtes à moustaches des teneurs en cadmium des quatre campagnes.

Il apparaît pour les quatre ensembles de données (campagnes), que la distribution des valeurs a une tendance générale à être plus allongée vers les valeurs élevées des concentrations, tendance très marquée pour les trois ensembles de données relatifs aux échantillons prélevés en hiver, été et automne. Cette tendance est beaucoup moins marquée pour les valeurs de la deuxième campagne (printemps) pour laquelle le premier quartile,

la moyenne, la médiane et le 3^{ème} quartile ont des valeurs rapprochées (0,56, 1,10, 1,11 et 1,11 $\mu\text{g/g}$) respectivement. Il apparait aussi que la période des hautes eaux (hiver) se détache avec la teneur médiane la plus élevée ($1,67 \pm 0,82 \mu\text{g/g}$). Cette variabilité dans le temps est confirmée par l'analyse de la variance qui a révélé un effet campagne significatif ($p < 0,01$, IE = 9,34 %). Le test de Newman-Keuls ($p < 0,05$) fait ressortir deux groupes homogènes (tab. 20). La saison hivernale se distingue des trois autres saisons dans un groupe à part avec les charges les plus élevées en cadmium. Les saisons printemps, été et automne présentent des similitudes et forment le second groupe. Les fortes valeurs observées pendant la saison hivernale peuvent être attribuées à un apport externe notamment celui des eaux de ruissellement des sols des berges ajouté à cela la remise en suspension des sédiments de fond suite au changement du régime hydrologique. Les faibles valeurs observées en saison sèche peuvent s'expliquer par la diffusion de chaque élément dans la phase dissoute, en raison des conditions physico-chimiques (forte salinité, anoxie, température élevée) et de la remise en suspension du matériel particulaire sous l'action des courants (Van Den Berg, 1993).

Tableau 20 : Test de Newman-Keuls pour la variabilité temporelle (effet saison)
(Groupes avec des lettres différentes sont significativement différents, $p \leq 0.05$)

Sous-bassin	Moyenne ($\mu\text{g/g}$)	Groupes Homogènes
Printemps (C2), Été (C3), Automne (C4)	1,05-1,16	A
Hiver (C1)	1,92	B

Même si le cadmium est présent avec des concentrations relativement faibles si on le compare aux autres éléments, les teneurs traduisent une contamination évidente des sédiments prélevés dans toutes les stations et pendant les quatre campagnes de prélèvements puisqu'elles dépassent les teneurs considérées comme naturelles ; la moyenne mondiale étant de l'ordre de (0,3 $\mu\text{g/g}$), (Thomas et Meybeck, 1992). Thévenot et al. (2002) et Meybeck et al. (2003) propose une concentration naturelle en cadmium de l'ordre de 0,2 $\mu\text{g/g}$ pour les roches carbonatées et les allumino-silicates (tab. 16), substrat prédominant dans le Bassin versant Kebir Rhumel ; cette valeur est dépassée dans toutes les stations. D'autres background sont également données dans la littérature ; ces derniers sont aux alentours de 0,22 $\mu\text{g/g}$ pour les grands cours d'eau suisses (Pardos et al. 2003), 0,25 $\mu\text{g/g}$ pour le bassin de la Seine

(Thévenot et al. 2007) et 0,31 $\mu\text{g/g}$ pour le bassin Saint-Laurent au Canada (Saulnier et Gagnon, 2009), (tab. 17).

Les teneurs en Cd des sédiments du bassin versant Kebir Rhumel (0,56 - 3,33 $\mu\text{g/kg}$) sont comparables à celles enregistrées par Sahli (2002) (1,5 - 3,6 $\mu\text{g/g}$) et Mehennaoui et al. 2004 (1,5 - 3,6 $\mu\text{g/g}$) pour les sédiments superficiels de l'oued Rhumel et ses affluents l'oued Boumerzoug et l'oued Hamimime en zone urbaine. Elles sont supérieures dans 89 % des cas à la moyenne mondiale proposée par Martin et Whitfield (1983) qui est de l'ordre de 1 $\mu\text{g/kg}$ et celle proposée par Martin et Windom (1991) et qui est de l'ordre de 1,2 $\mu\text{g/g}$. Elles sont supérieures à celles de l'oued Sebou et l'oued Fès au Maroc qui reposent sur un substrat carbonaté (0,01 - 0,95 $\mu\text{g/g}$ et 0,02 - 1,1 $\mu\text{g/g}$, Fekhaoui et al. 1993), à celle de la Dordogne en France (0,56 $\mu\text{g/g}$, Kraepiel et al. 1997) et à celles de l'oued Madjerda en Tunisie (1,3 - 1,6 $\mu\text{g/kg}$, Jdid et al. 1999). Elles sont aussi nettement supérieures aux valeurs enregistrées pour un tronçon de rivière du Mississippi situé en amont et considéré comme non pollué (0,17 $\mu\text{g/g}$) (Santschi et al. 2001), à celles des sédiments collectés avant dragage dans le bassin de la Seine et qui sont de l'ordre de 0,8 $\mu\text{g/g}$ (Carpentier et al. 2002a,b) et celles de la Garonne en France dont les sédiments sont considérés comme étant de bonne qualité (0,3 $\mu\text{g/g}$) (N'guessan et al. 2009).

Ces mêmes concentrations sont dans certaines stations du même ordre de grandeur voir supérieur à celles des sites considérés comme contaminés notamment au Mississippi (3,2 $\mu\text{g/g}$) (Mielke et al. 2000) et celles enregistrées au Maroc pour l'Oued Moulaya drainant un site minier (0,2 - 0,8 $\mu\text{g/g}$) (Bouabdli et al. 2005) mais nettement inférieures à celles de la rivière Odiel en Espagne drainant aussi un site minier (68 $\mu\text{g/g}$) (Morillo et al. 2002). Les amplitudes de variations n'atteignent pas celles des rivières de Flandre (0,7 et 47,1 $\mu\text{g/g}$) (Bervoets et Blust, 2003), alors que le niveau de fond géochimique y est de 0,38 $\mu\text{g/g}$.

III.2.6.2. Le plomb (Pb)

Les variations spatiales des teneurs médianes en plomb des sédiments des 37 sites de prélèvements sont représentées sous forme d'histogramme (fig. 31).

Les teneurs en plomb des sédiments du bassin versant Kebir Rhumel présentent des fluctuations considérables non seulement dans l'espace mais aussi dans le temps. Nous avons déterminé une concentration médiane en plomb de l'ordre de ($66,7 \pm 27 \mu\text{g/g}$) avec un minimum de (11,2 $\mu\text{g/g}$) et un maximum de (167,5 $\mu\text{g/g}$), (tab. 15) ; cette variabilité entre les stations est mise en évidence par l'analyse de la variance qui a révélé un effet station significatif ($p < 0,001$, IE = 43,4 %). Cependant, l'effet sous bassin n'est pas significatif. La

médiane la plus faible ($55,6 \pm 13,7 \mu\text{g/g}$) a été enregistrée au niveau du sous bassin (10-02) alors que la plus élevée ($77,8 \pm 15 \mu\text{g/g}$) a été enregistrée au niveau du sous bassin (10-04).

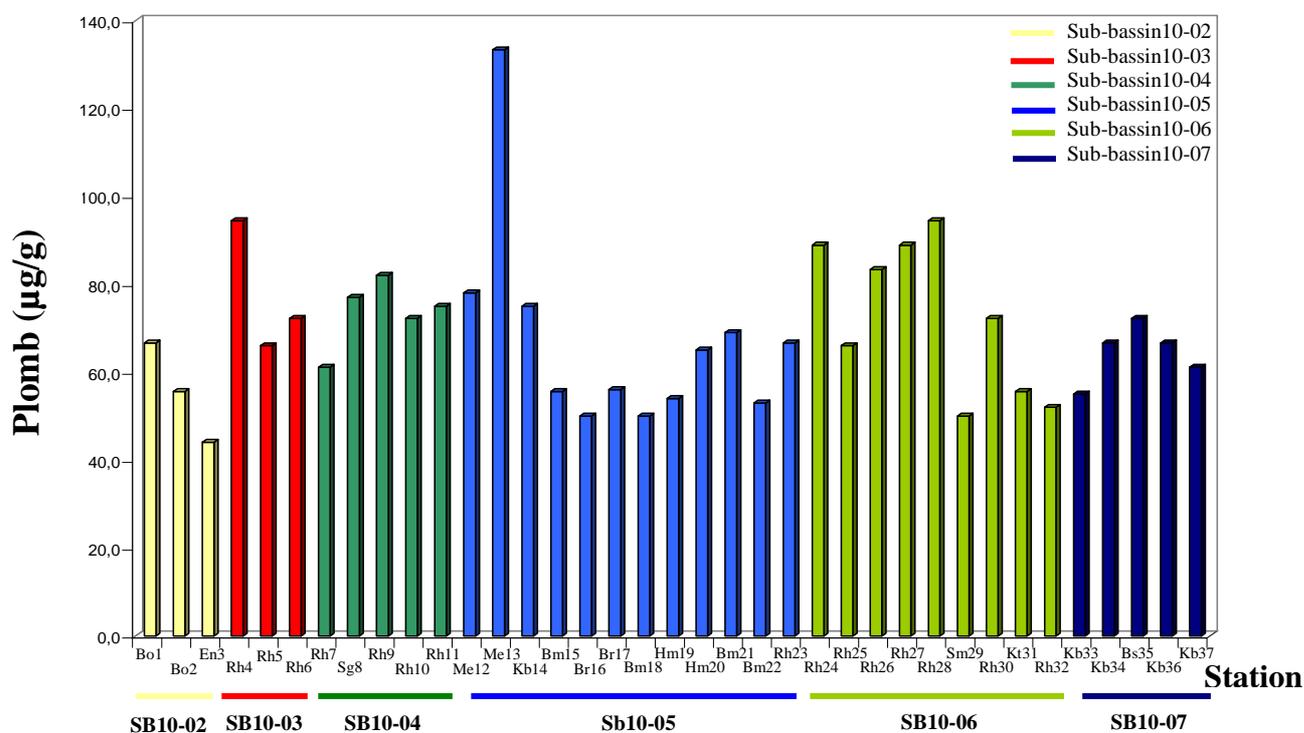


Figure 31 : Distribution spatiale des concentrations médianes en plomb dans les sédiments du bassin versant Kebir Rhumel.

Par ailleurs, il apparaît que les teneurs en plomb varient également d'une saison à l'autre. La période des basses eaux (été) se détache ainsi avec la teneur médiane la plus élevée ($77,78 \pm 21,27 \mu\text{g/g}$), suivie de la période des hautes eaux (hiver) avec une médiane de l'ordre de ($76,05 \pm 24,87 \mu\text{g/g}$), le printemps ($55,56 \pm 15,07 \mu\text{g/g}$) et enfin l'automne avec la teneur médiane la plus faible ($44,5 \pm 39,04 \mu\text{g/g}$). Cette variabilité dans le temps est mise en évidence par l'analyse de la variance qui a révélé un effet campagne significatif ($p < 0,01$, IE = 8,43 %).

La comparaison des teneurs moyennes par le test de Newman-Keuls ($p < 0,05$) a fait ressortir trois groupes homogènes de stations (tab. 21). La station (Me13) se détache dans un groupe à part avec la teneur la plus élevée et qui est 1.5 fois plus importante que celle enregistrée pour le groupe intermédiaire (AB) formé par les prélèvements effectués principalement au niveau des stations de l'oued Rhumel (Rh4, Rh5, Rh9, Rh11, Rh24, Rh26, Rh27 et Rh28). Comme souligné pour le cadmium, les sédiments des stations situées à proximité des rejets industriels et urbains enregistrent les teneurs les plus élevées en plomb.

Les industries ont souvent privilégié les sites à proximité des cours d'eau pour les rejets des effluents industriels. Pendant des dizaines d'années, les oueds du bassin versant Kebir Rhumel ont hérité des rejets des effluents industriels et des eaux résiduaires industrielles, des déchets liquides de toutes sortes d'activité de production. Comme mentionné plus haut, les rejets ne sont pas entièrement collectés, une part rejoint les oueds et contribue à la contamination de l'écosystème par le Pb.

Tableau 21 : Test de Newman-Keuls pour la variabilité spatiale des teneurs en plomb (effet station)
(Groupes avec des lettres différentes sont significativement différents, $p \leq 0.05$)

Stations	Moyenne ($\mu\text{g/g}$)	Groupes Homogènes	
1,2,6,7,8,10,13,14,15,16,17,18, 19,20,21,22,23,29,30,31,32,34, 35,36,37	47,2-80,6	A	
4,5,9,11,12,24,26,27,28	83,4-94,4	A	B
13	136,1	B	

Si une partie des ETM va directement dans le sol et les eaux, l'essentiel est d'abord émis dans l'atmosphère avant de rejoindre le sol puis les eaux, tel est le cas pour les gaz d'échappement des voitures émis dans l'atmosphère. Ainsi, ces stations, en plus de leur localisation par rapport aux rejets, la majorité des 37 sites de prélèvements sont proches des axes routiers (critère pris en considération lors de l'échantillonnage dans un souci d'accessibilité). Ainsi, en plus de l'apport des rejets industriels et urbains, les cours d'eau du bassin versant Kebir Rhumel reçoivent les eaux de ruissellement des sols des berges qui reçoivent eux aussi les rejets des unités industrielles implantées le long des cours d'eau mais aussi les rejets des gaz d'échappement des voitures automobiles. Le plomb étant encore utilisé dans l'essence automobile. Ouahrani et Gheribi (2007) ont enregistré une concentration moyenne en plomb de l'ordre de $50,82 \pm 7,53 \mu\text{g/g}$ pour les sols des bordures de l'oued Rhumel en zone urbaine. Les transferts du plomb des sols jusqu'aux eaux de surface s'effectuent par le ruissellement qui s'accroît durant la saison humide.

Par ailleurs, il apparaît que les teneurs en plomb présentent des variations considérables dans le temps. Les distributions des teneurs en fonction des saisons sont représentées par des boîtes à moustaches (figure. 32).

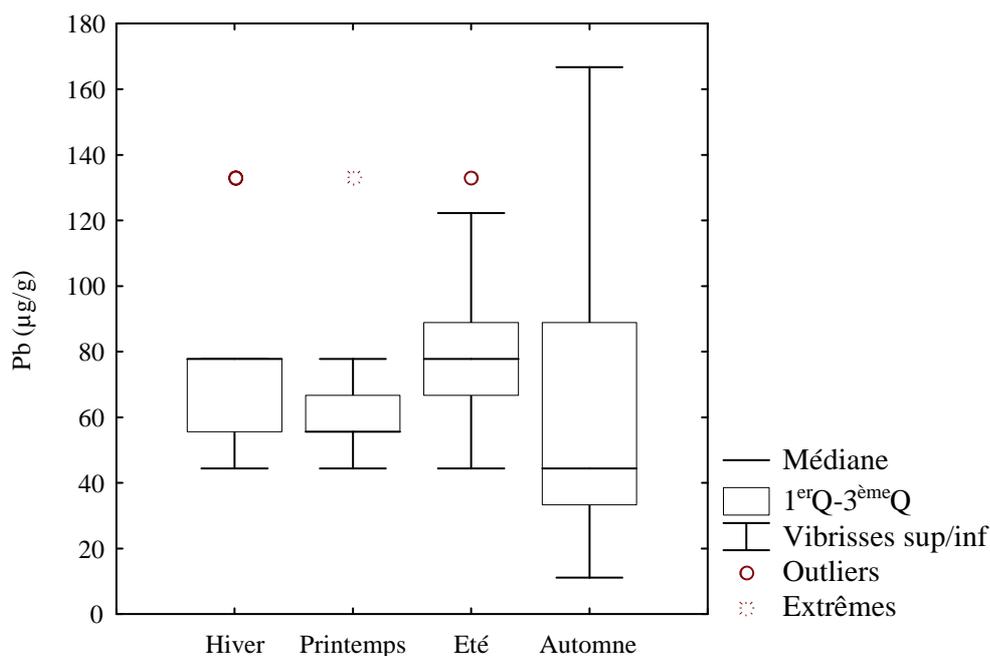


Figure 32 : Boîtes à moustaches des teneurs en plomb des quatre campagnes.

La distribution a une tendance générale à être plus allongée vers les valeurs élevées des concentrations, la tendance est très marquée pour les quatre saisons en particulier pour l'automne. L'hiver et l'été sont caractérisés par l'apparition de points suspects et enregistrent les valeurs les plus élevées ($78 \pm 25 \mu\text{g/g}$). Cette variabilité dans le temps est confirmée par l'analyse de la variance qui a révélé un effet campagne significatif ($p = 0,01$, $\text{IE} = 9,34 \%$). Le test de Newman-Keuls ($p < 0,05$) fait ressortir trois groupes homogènes (tab. 22). La saison des hautes eaux se distingue ainsi dans un groupe à part avec les charges les plus élevées en plomb suivie de l'été, le printemps et enfin l'automne. Comme dans le cas du cadmium, les fluctuations des charges en plomb des sédiments semblent être liées au régime hydrologique des cours d'eau, ce qui suggère des apports internes (remise en suspension des sédiments des fonds) et/ou externes notamment ceux des eaux de ruissellement des sols des berges. Notons que la mobilité du plomb dans les sédiments est très faible, il a tendance à s'accumuler dans les horizons de surface riches en matières organiques, ceci pourrait expliquer les concentrations élevées enregistrées en été.

Tableau 22 : Test de Newman-Keuls pour la variabilité temporelle des teneurs en plomb (Groupes avec des lettres différentes sont significativement différents, $p \leq 0,05$)

Sous-bassin	Moyenne ($\mu\text{g/g}$)	Groupes Homogènes	
Automne	44,5	A	
Printemps, été	57,6-76,3	A	B
Hiver	78,4	B	

Les teneurs en plomb traduisent une contamination évidente. En effet 90 % des sédiments prélevés présentent des teneurs en plomb qui dépassent la concentration considérée comme naturelle ; la moyenne naturelle mondiale étant de l'ordre de (40 $\mu\text{g/g}$), (Thomas et Meybeck, 1992). Thévenot et al. (2002) et Meybeck et al. (2003) suggère une concentration naturelle de 15 $\mu\text{g/g}$ pour les substrats carbonatés (tab. 16). Seuls deux échantillons sur 148 ont présenté des teneurs inférieures à cette valeur, il s'agit des stations Bm15 et Sm29 pour lesquelles nous avons enregistré des concentrations aux alentours de 11,2 $\mu\text{g/g}$ en automne. Des bruits de fonds beaucoup plus faibles sont également donnés dans la littérature. Pardos et al. (2003) propose 26,5 $\mu\text{g/g}$ pour les grands cours d'eau suisses, Thévenot et al. (2007) propose 23 $\mu\text{g/g}$ pour le bassin de la Seine et Saulnier et Gagnon (2009) propose 15 $\mu\text{g/g}$ pour le bassin du fleuve Saint Laurent au Canada (tab. 17).

Par ailleurs, il apparait que ces concentrations sont proches de celles enregistrées par Sahli (2002) et Afri-Mehennaoui et al. (2004). Ces auteurs ont enregistré respectivement des concentrations de l'ordre de (62,5 - 206 $\mu\text{g/g}$) et (86,12 \pm 32 $\mu\text{g/g}$) pour l'oued Rhumel et ses affluents l'oued Boumerzoug et l'oued Hamimime en zone urbaine. Ces valeurs sont par contre faibles, dans 88 % des cas, à la moyenne mondiale des rivières proposée par Martin et Whitfield (1983) et qui semble être relativement élevée (100 $\mu\text{g/g}$). Plus tard, Martin et Windom (1991) propose une moyenne pour les rivières réparties au niveau mondial plus faible (35 $\mu\text{g/g}$). Elles sont supérieures à celles de l'oued Sebou au Maroc (0,5 - 19 $\mu\text{g/g}$), (Fekhaoui et al. 1993), à celles de la Dordogne en France (35 $\mu\text{g/g}$, Kraepiel et al. 1997) et celles de l'oued Mejerda en Tunisie (Jdid et al. 1999). Elles sont supérieures aussi à celles enregistrées pour la rivière du Mississippi dans laquelle la teneur en plomb est aux alentours de 27 $\mu\text{g/g}$ (Santschi et al. 2001), à celles des sédiments de la Seine collectés avant dragage (52 $\mu\text{g/g}$), (Carpentier et al. 2002 a,b), à celles de la rivière Buyuk Menderes en Turquie (44 $\mu\text{g/g}$) et à celles des sédiments de la Garonne en France considérée comme étant de bonne qualité (25 $\mu\text{g/g}$), (Saulnier et Gagnon, 2009).

III.2.6.3. Le cuivre (Cu).

Les variations spatiales des teneurs médianes en cuivre des sédiments des 37 sites de prélèvements sont représentées sous forme d'histogramme (fig. 33).

Les teneurs en cuivre des sédiments du bassin versant Kebir Rhumel présentent des fluctuations considérables non seulement dans l'espace mais aussi dans le temps. Nous avons déterminé une concentration médiane en cuivre de l'ordre de (40,28 \pm 44,8 $\mu\text{g/g}$) avec un minimum de (9,59 $\mu\text{g/g}$) et un maximum de (446,04 $\mu\text{g/g}$), (tab. 15). Cette large amplitude

des variations d'une station à l'autre est mise en évidence par l'analyse de la variance qui a révélé un effet significatif ($p < 0,001$, IE = 58,73 %). Cette variabilité dans l'espace est moins perceptible d'un sous bassin à l'autre. La teneur médiane la plus faible ($31,18 \pm 76,33 \mu\text{g/g}$) a été enregistrée au niveau du sous bassin (10-05) alors que la plus élevée ($42,11 \pm 5,42 \mu\text{g/g}$) a été enregistrée au niveau du sous bassin (10-03). L'*anova* n'a pas révélé d'effet sous bassin significatif.

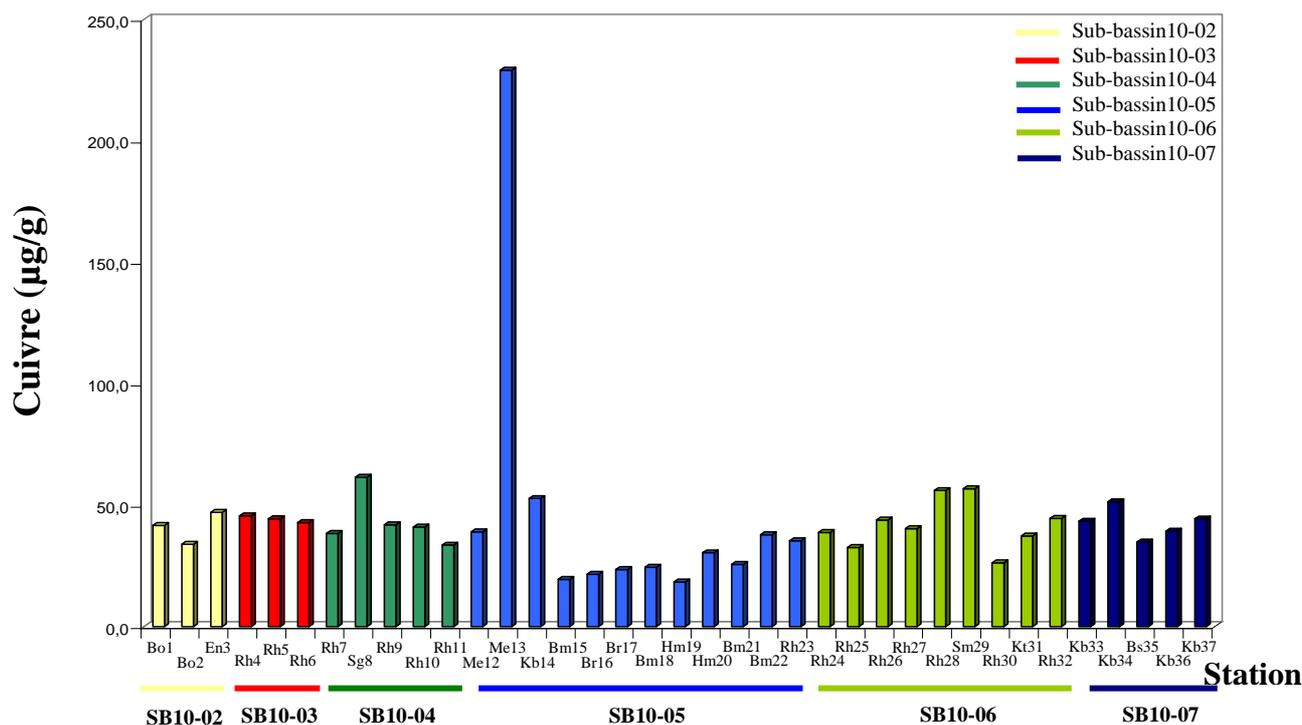


Figure 33 : Distribution spatiale des concentrations médianes en cuivre dans les sédiments du bassin versant Kebir Rhumel.

La comparaison des teneurs moyennes par le test de Newman-Keuls ($p < 0,05$) fait ressortir deux groupes homogènes (tab. 23). Une répartition plus ou moins homogène des teneurs en cuivre semble avoir lieu pour les sédiments du bassin versant Kebir Rhumel ; toutes les stations sont regroupées dans un même groupe, avec des teneurs moyennes en cuivre allant de $19,9 \mu\text{g/g}$ à $58,3 \mu\text{g/g}$, excepté la station Me13 qui, comme dans le cas du plomb, se détache dans un groupe à part avec une teneur moyenne en cuivre six fois plus importante.

Par ailleurs, il apparaît que la variabilité des teneurs en cuivre dans le temps est moins perceptible ; l'*anova* n'a pas révélé d'effet significatif. Les boîtes à moustaches relatives aux teneurs en cuivre pendant les quatre campagnes de prélèvements sont représentées dans la figure 34. Les teneurs moyennes ne sont pas influencées par les valeurs atypiques et ceci

quelque soit la saison. La répartition des valeurs est plutôt asymétrique et homogène ; la teneur médiane la plus faible a été enregistrée en été (43 $\mu\text{g/g}$) alors que la plus élevée a été enregistrée en automne (53,72 $\mu\text{g/g}$).

Tableau 23 : Test de Newman-Keuls pour la variabilité spatiale des teneurs en cuivre (effet station)
(Groupes avec des lettres différentes sont significativement différents, $p \leq 0.05$)

Stations	Moyenne ($\mu\text{g/g}$)	Groupes Homogènes
1,2,3,4,5,6,7,8,9,10,11,12,14,15,16,17,18,19,20,21,22,23,24,25,26,27,28,29,30,31,32,33,34	19,9-58,3	A
13	244,6	B

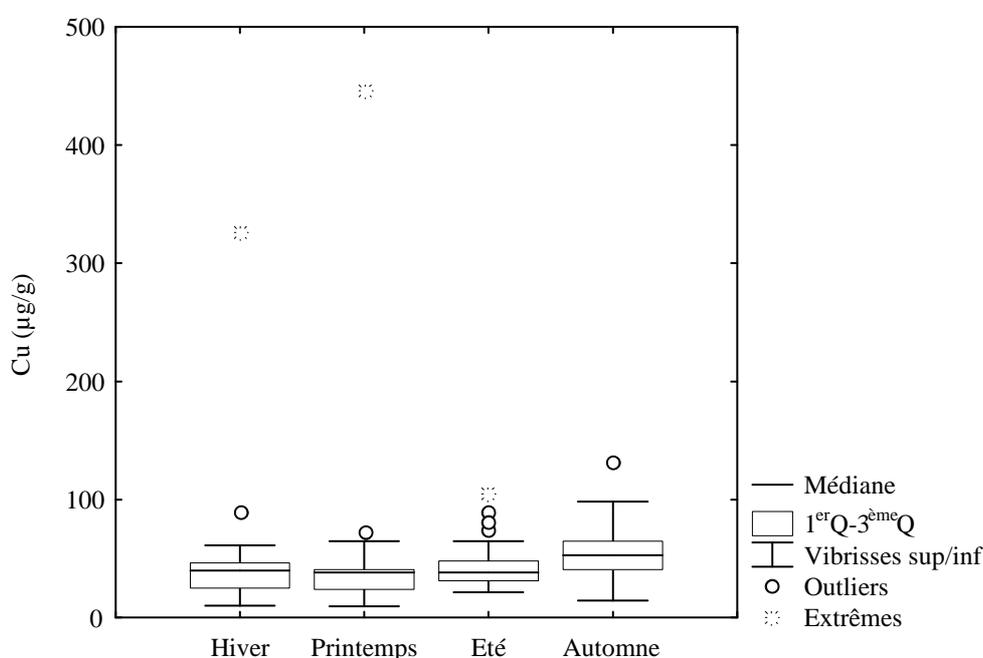


Figure 34 : Boîtes à moustaches des teneurs en cuivre des quatre campagnes.

Globalement, les teneurs en cuivre reflètent une contamination évidente pour 28 % des échantillons analysés. La moyenne naturelle mondiale étant de l'ordre de (50 $\mu\text{g/g}$), (Thomas et Meybeck, 1992). Thévenot et al. (2002) et Meybeck et al. (2003) proposent des concentrations naturelles de l'ordre de 8 $\mu\text{g/g}$ pour les substrats carbonatés (tab. 16), nature prédominante du bassin versant Kebir Rhumel. Toutes les valeurs enregistrées pour les sédiments du bassin versant Kebir Rhumel dépassent cette concentration. Des teneurs naturelles un peu plus faibles sont également données dans la littérature. Pardos et al. (2003) propose une concentration de l'ordre de 27,4 $\mu\text{g/g}$ comme bruit de fond pour les grands cours

d'eau suisses, Thévenot et al. (2007) propose 15 $\mu\text{g/g}$ pour le bassin de la Seine et Saulnier et Gagnon (2009) propose 20 $\mu\text{g/g}$ pour le bassin du fleuve Saint Laurent au Canada (tab. 17).

Par ailleurs, il apparaît que les teneurs en cuivre des sédiments du bassin versant Kebir Rhumel sont proches de celles enregistrées par Afri-Mehennaoui (2006). Cet auteur a enregistré des concentrations de l'ordre de ($86,12 \pm 32 \mu\text{g/g}$) pour l'oued Rhumel et ses affluents l'oued Boumerzoug et l'oued Hamimime en zone urbaine. A l'exception des échantillons prélevés au niveau de la station Me13, tous les autres échantillons présentent des teneurs en cuivre inférieures aux moyennes mondiales des rivières proposées par Martin et Whitfield (1983) et Martin et Windom (1991) qui est de l'ordre de 100 $\mu\text{g/g}$. Elles sont faibles aussi par rapport aux teneurs enregistrées pour la Dordogne en France (72 $\mu\text{g/g}$, Kraepiel et al. 1997). Notons aussi, que l'amplitude des variations est plus large que celle enregistrée pour l'oued Sebou au Maroc (12,5 - 105 $\mu\text{g/g}$) mais nettement plus étroite que celle enregistrée pour l'oued Fès au Maroc (87,5 - 625 $\mu\text{g/g}$, Fekhaoui et al. 1993).

Ces concentrations sont beaucoup plus importantes que celles enregistrées pour l'oued Mejerda en Tunisie (15 - 16 $\mu\text{g/g}$). Elles sont supérieures aussi à celles enregistrées pour la rivière du Mississippi considérée comme non polluée (21 $\mu\text{g/g}$, Santschi et al. 2001), à celles des sédiments de la Seine collectés avant dragage (31,5 $\mu\text{g/g}$, Carpentier et al. 2002 a,b), à celles des sédiments de la rivière Buyuk Menderes en Turquie (12 $\mu\text{g/g}$, Akcay et al. 2003) et à celles des sédiments de la Garonne en France considérés comme étant de bonne qualité (19 $\mu\text{g/g}$, Saulnier et Gagnon, 2009). Quatre vingt sept pour cent des échantillons analysés présentent des teneurs supérieures à la valeur maximale déterminée pour l'oued Moulaya au Maroc drainant un site minier (28 $\mu\text{g/g}$, Bouabdli et al. 2005).

Les teneurs excessives en cuivre déterminées dans les sédiments des oueds du bassin versant Kebir Rhumel sont celles des stations situées en aval des rejets industriels et urbains. La contamination est perceptible, elle est liée aux différentes activités industrielles, urbaines et principalement aux rejets diffus non collectés qui gagnent les oueds. En effet, dans les eaux résiduaires urbaines, 60 % du Cu est d'origine domestique dont la source majeure est la corrosion des canalisations (Sorme et Lagerkvist, 2002). Ajouté à cela, les eaux de lessivage des sols des berges cultivés et non cultivés. Ouahrani et Gheribi (2007) ont enregistré une concentration moyenne en cuivre de l'ordre de $8,07 \pm 1,69 \mu\text{g/g}$ pour les sols des bordures de l'oued Rhumel en zone urbaine.

III.2.6.4. Le zinc (Zn)

Les variations spatiales des teneurs médianes en zinc des sédiments des 37 sites de prélèvements sont représentées sous forme d'histogramme (fig. 35).

Les teneurs en zinc des sédiments du bassin versant Kebir Rhumel fluctuent dans l'espace et dans le temps. Nous avons enregistré une concentration médiane en zinc de l'ordre de $(120,67 \pm 100 \mu\text{g/g})$ avec un minimum de $(37,83 \mu\text{g/g})$ et un maximum de $(641,45 \mu\text{g/g})$, (tab. 15). Cette variabilité des teneurs en zinc d'une station à l'autre est mise en évidence par l'analyse de la variance qui a révélé un effet significatif pour ($p < 0,001$, IE = 40,35 %). Cependant, la répartition spatiale du zinc sur les six sous bassins semble être homogène ; l'*anova* n'a pas révélé d'effet significatif. La teneur médiane la plus faible ($100,46 \pm 63,56 \mu\text{g/g})$ a été enregistrée au niveau du sous bassin (10-06) alors que la plus élevée ($128,1 \pm 37,2 \mu\text{g/g})$ a été enregistrée au niveau du sous bassin (10-02).

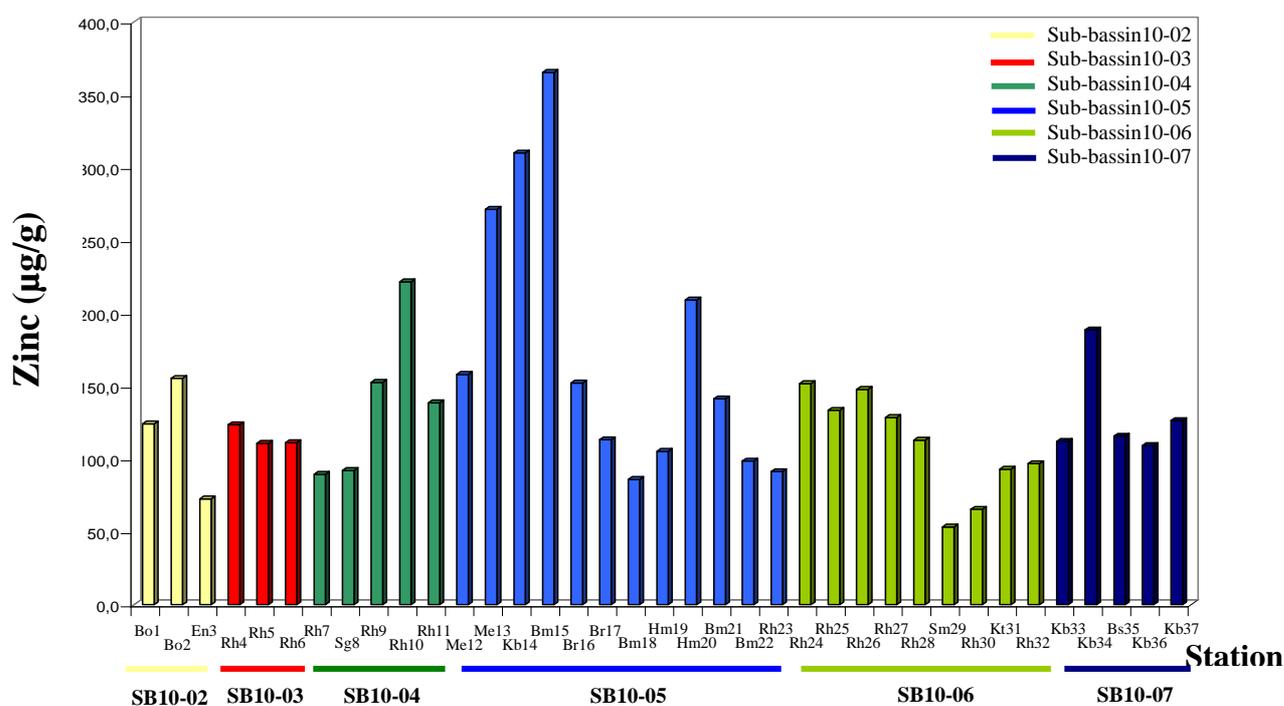


Figure 35 : Distribution spatiale des concentrations médianes en zinc dans les sédiments du bassin versant Kebir Rhumel

La comparaison des teneurs moyennes en zinc au niveau des 37 sites de prélèvement par le test de Newman-Keuls ($p < 0,05$) fait ressortir trois groupes homogènes (tab. 24). La station "Bm15" située en aval de la confluence de trois cours d'eau "El Melah-El Kleb-Boumerzoug" se distingue dans un groupe à part avec les teneurs les plus élevées en zinc notamment durant la période des hautes eaux (hiver-printemps). Le deuxième groupe est

formé en majeure partie par des stations localisées aussi sur le réseau hydrographique du sous bassin versant Boumerzoug (10-05) alors que le troisième groupe est formé principalement par des stations localisées sur l'oued Rhumel dans lesquelles nous avons enregistré les teneurs les plus faibles en zinc.

Tableau 24 : Test de Newman-Keuls pour la variabilité spatiale des teneurs en zinc.
(effet station)
(Groupes avec des lettres différentes sont significativement différents, $p \leq 0.05$)

Stations	Moyenne ($\mu\text{g/g}$)	Groupes Homogènes	
1,2,3,4,5,6,7,8,9,17,18,19, 22,25,27,29,30,31,32, 34	60,8-131,2	A	
10,11,12,13,14,16, 20,21,23,24,26,28,33	138,4-298,3	A	B
15	357,8	B	

Par ailleurs, il apparaît que les teneurs en zinc varient également d'une saison à l'autre. Cependant, cette variabilité dans le temps n'est pas significative. Les boîtes à moustaches relatives aux teneurs en zinc pendant les quatre campagnes de prélèvements sont représentées dans la figure 36. Cette dernière montre que l'automne se détache avec la teneur médiane la plus faible ($98,56 \pm 82,96 \mu\text{g/g}$), suivie de l'été ($105,49 \pm 87,87 \mu\text{g/g}$), le printemps ($125,2 \pm 115,02 \mu\text{g/g}$) et enfin l'hiver avec la teneur médiane la plus élevée ($133 \pm 113,22 \mu\text{g/g}$). Cependant, la distribution des valeurs est asymétrique ; les teneurs moyennes ne semblent pas être influencées par les valeurs atypiques.

Les teneurs mesurées reflètent avant tout la composition de la roche mère. La majeure partie du zinc naturellement présent dans l'eau de l'oued y est amenée par l'érosion. A ce dernier s'ajoute le zinc d'origine anthropique qui parvient aux cours d'eau soit directement dans les effluents urbains et industriels non connectés au réseau d'assainissement soit de manière diffuse par les eaux de ruissellement notamment celles des sols de berges cultivés, le zinc étant un constituant de base pour de nombreux engrais et pesticides. Le zinc présent dans les écosystèmes aquatiques y parvient en partie de l'atmosphère où il est essentiellement fixé à des particules d'aérosols. Il s'élimine de ce compartiment en se déposant par voie humide ou par voie sèche (Thévenot et al. 2002).

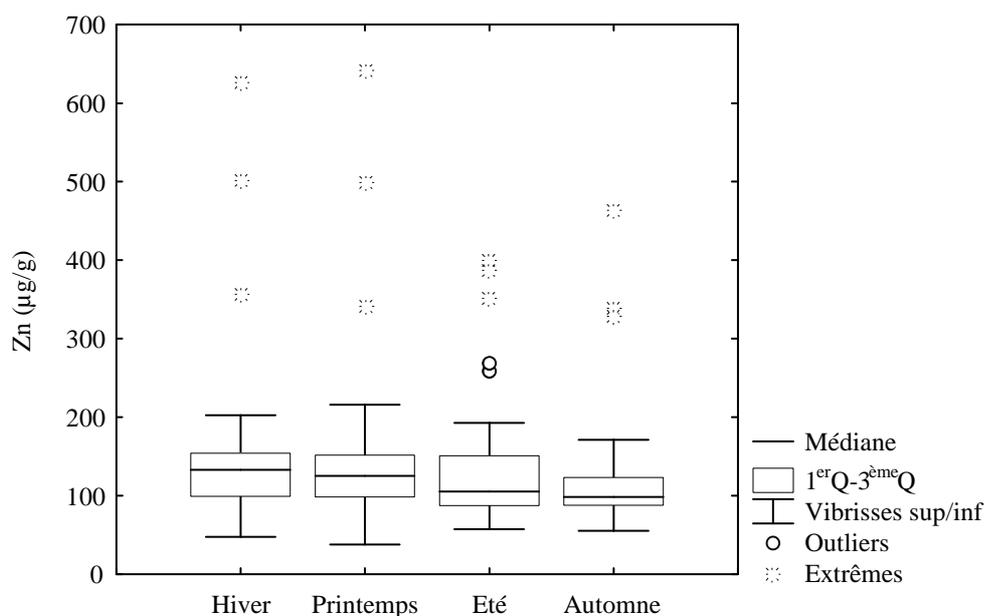


Figure 36 : Boîtes à moustaches des teneurs en zinc des quatre campagnes.

Les teneurs en zinc déterminées pour les sédiments du bassin versant Kebir Rhumel reflètent une contamination évidente dans 9 % des cas alors que la situation semble être normale pour 91 % des échantillons prélevés si on les compare à la moyenne naturelle mondiale qui est de l'ordre de (240 µg/g, Thomas et Meybeck, 1992), (tab. 16). Cependant, Thévenot et al. (2002) et Meybeck et al. (2003) propose une teneur naturelle quatre fois moins importante pour les roches carbonatées (60 µg/g) et les alumino-silicates (50 µg/g). Aussi, des backgrounds beaucoup plus faibles sont donnés la littérature. Pardos et al. (2003) propose une concentration naturelle de l'ordre de 86,3 µg/g pour les grands cours d'eau suisses, Thévenot et al. (2007) propose 60 µg/g pour le bassin de la Seine et Saulnier et Gagnon (2009) propose 60 µg/g pour le bassin du fleuve Saint Laurent au Canada (tab. 17).

Par ailleurs, il apparait que les teneurs en zinc des sédiments du bassin versant Kebir Rhumel sont comparables à celles enregistrées par Afri-Mehennaoui (2006). Cet auteur a enregistré des concentrations de l'ordre de (34 - 485 µg/g) pour l'oued Rhumel et ses affluents l'oued Boumerzoug et l'oued Hamimime en zone urbaine. Ces concentrations sont faibles par rapport à la moyenne mondiale des rivières (250 µg/g) proposée par Martin et Whitfield (1983) et Martin et Windom (1991). Elles sont inférieures à celles des sédiments de la Seine avant dragage (189 µg/g, Carpentier et al. 2002a,b), excepté les stations (Rh10, Me13, Kb14, Bm15) pour lesquelles les teneurs en zinc fluctuent entre (338 µg/g et 625 µg/g). Elles sont supérieures à celles de l'oued Sebou (30 - 355 µg/g), à celles de la Dordogne en France (162 µg/g, Kraepiel et al. 1997) et inférieures à celles de l'oued Fès

(600 - 1250 $\mu\text{g/g}$) au Maroc dont le substrat est carbonaté (Fekhaoui et al. 1993). Il apparaît aussi que l'amplitude des variations des teneurs en zinc est beaucoup plus importante que celle enregistrée pour l'oued Madjerda en Tunisie (86 - 99 $\mu\text{g/g}$), (Jdid et al. 1999) et que 30% des échantillons prélevés ont des teneurs en zinc supérieures à celles enregistrées par Santschi et al. (2001) pour des sédiments non pollués prélevés dans la rivière du Mississippi (144 $\mu\text{g/g}$). Les teneurs sont également supérieures dans la majeure partie des cas à celles enregistrées pour les sédiments de la rivière de Buyuk Menderes en Turquie (78 $\mu\text{g/g}$, Akcay et al. 2003) et à celles des sédiments de la Garonne considérés comme étant de bonne qualité (82 $\mu\text{g/g}$, N'guessan et al. 2009). Cependant, Morillo et al. (2002) enregistrent une très large fourchette de valeurs, dépassant de loin l'amplitude des variations enregistrée pour le bassin versant Kebir Rhumel, pour la rivière Odiel en Espagne drainant un site minier ; la moyenne étant de l'ordre de 3150 $\mu\text{g/g}$. Les teneurs en zinc déterminées dans certaines stations (notamment les stations Rh10, Me13, Kb14, Bm15) se retrouvent dans la même fourchette de valeurs enregistrées pour un cours d'eau drainant un site minier au Maroc ; Bouabdli et al. (2005) ont enregistré des concentrations allant de 81 $\mu\text{g/g}$ à 949 $\mu\text{g/g}$ pour l'oued Moulaya au Maroc.

III.2.6.5. Le chrome (Cr)

Les variations spatiales des teneurs médianes en chrome des sédiments des 37 sites de prélèvements sont représentées sous forme d'histogramme (fig. 37).

Les teneurs en chrome des sédiments du bassin versant Kebir Rhumel présentent des fluctuations spatio-temporelles considérables. Nous avons enregistré une concentration médiane de l'ordre de ($43,4 \pm 25,8$ $\mu\text{g/g}$) avec un minimum de (9,95 $\mu\text{g/g}$) et un maximum de (216,4 $\mu\text{g/g}$), (tab. 15). Cette variabilité des teneurs entre les stations est mise en évidence par l'analyse de la variance qui a révélé un effet significatif ($p < 0,01$, IE = 74,8 %).

Des fluctuations moins perceptibles ont été enregistrées pour les sous bassins. La teneur médiane la plus faible ($39 \pm 11,9$ $\mu\text{g/g}$) a été enregistrée au niveau du sous bassin (10-02) alors que la plus élevée ($49,02 \pm 6,42$ $\mu\text{g/g}$) a été enregistrée au niveau du sous bassin (10-03). L'*anova* n'a pas révélé d'effet significatif.

De même que pour les sous bassins, les fluctuations temporelles sont peu remarquables. Les boîtes à moustaches relatives aux teneurs en chrome pendant les quatre campagnes de prélèvements sont représentées dans la figure 38. La teneur médiane la plus élevée a été enregistrée en hiver ($45,2 \pm 15,43$ $\mu\text{g/g}$) alors que la plus faible a été enregistrée

en été et automne ($42,29 \pm 15,5 \mu\text{g/g}$). Les moyennes ne sont pas influencées par les valeurs atypiques ; l'anova n'a pas révélé d'effet saison significatif.

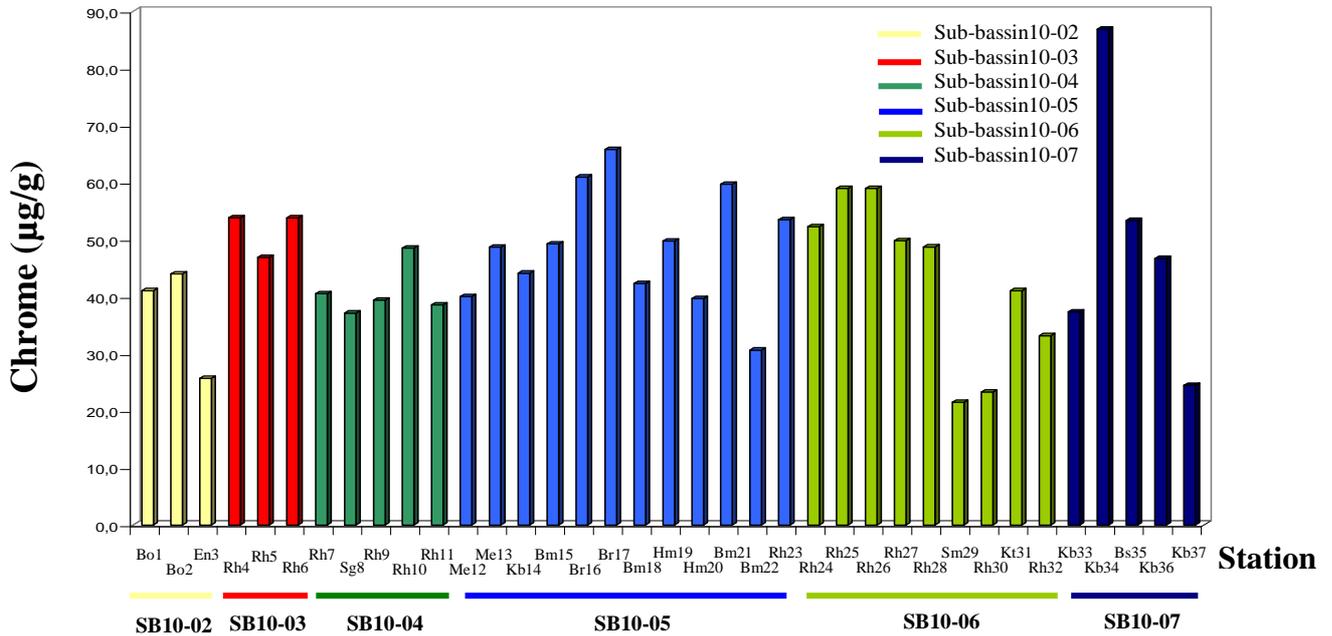


Figure 37 : Distribution spatiale des concentrations médianes en chrome dans les sédiments du bassin versant Kebir Rhumel

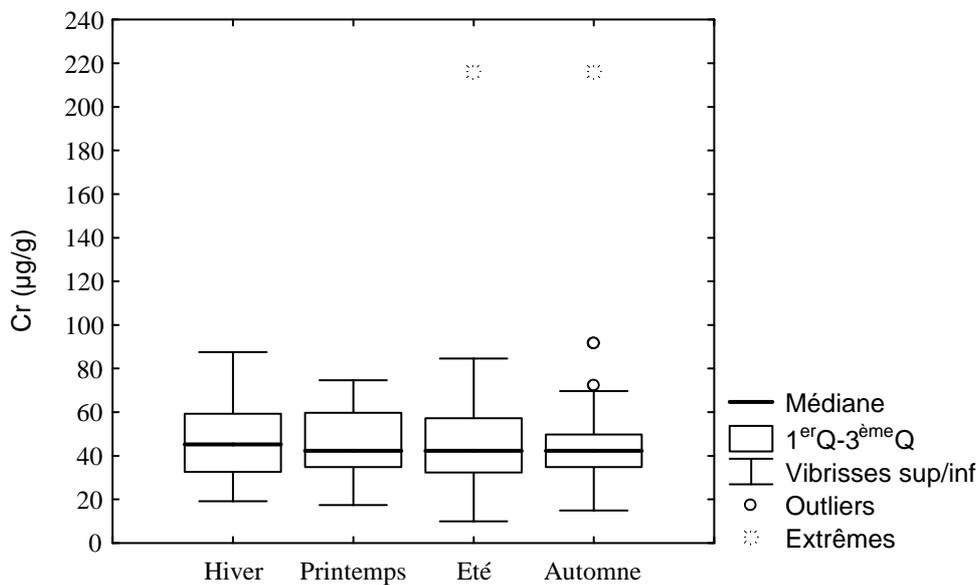


Figure 38 : Boites à moustaches des teneurs en chrome des quatre campagnes.

La comparaison des teneurs moyennes des 37 sites de prélèvements par le test de Newman-Keuls ($p < 0,05$) fait ressortir deux groupes homogènes (tab. 25). Un premier groupe formé par 36 stations (de Bo1 à Kb36) avec une large amplitude de valeur allant de $21,9 \mu\text{g/g}$ à $62,9 \mu\text{g/g}$. La station Kb34, située en aval de la tannerie d'El Milia se distingue dans un groupe à part avec une teneur en chrome trois fois plus importante.

Tableau 25 : Test de Newman-Keuls pour la variabilité spatiale des teneurs en chrome (effet station)
(Groupes avec des lettres différentes sont significativement différents, $p \leq 0.05$)

Stations	Moyenne ($\mu\text{g/g}$)	Groupes Homogènes
1,2,3,4,5,6,7,8,9,10,11,12,13, 14,15,16,17,18,19,20,21,22,23, 24,25,26,27,28,29,30,31,32,33	21,9-62,9	A
34	129,05	B

Les teneurs en chrome reflètent une situation normale pour 98 % des échantillons prélevés si on les compare à la moyenne naturelle mondiale ($120 \mu\text{g/g}$), proposée par Thomas et Meybeck, (1992). Cependant, Thévenot et al. (2002) et Meybeck et al. (2003) suggèrent une concentration naturelle de $25 \mu\text{g/g}$ pour les substrats carbonatés (tab. 16). Cette concentration est dépassée dans 87 % des cas, seuls 13 échantillons sur un total de 148 ont des concentrations en chrome comprises entre $9,95 \mu\text{g/g}$ et $23,1 \mu\text{g/g}$. Des concentrations naturelles beaucoup plus faibles que la moyenne mondiale sont également données dans la littérature. Pardos et al. (2003) propose $30,9 \mu\text{g/g}$ pour les grands cours d'eau suisses, Thévenot et al. (2007) propose $40 \mu\text{g/g}$ pour le bassin de la Seine, et Saulnier et Gagnon (2009) propose $46 \mu\text{g/g}$ pour le bassin du fleuve Saint Laurent au Canada (tab. 17).

Par ailleurs, il apparaît que ces concentrations sont proches de celles enregistrées par Sahli (2002) et Afri-Mehennaoui et al. (2004). Ces auteurs ont enregistré respectivement des concentrations de l'ordre de ($14,9 - 100,7 \mu\text{g/g}$) et ($28,5 \pm 17,5 \mu\text{g/g}$) pour l'oued Rhumel et ses affluents l'oued Boumerzoug et l'oued Hamimime en zone urbaine. Ces valeurs sont par contre faibles, dans 98 % des cas, à la moyenne mondiale des rivières proposée par Martin et Whitfield (1983) qui est de l'ordre de ($100 \mu\text{g/g}$) et sont pour la plupart des échantillons supérieures à celles des sédiments de la Seine collectés avant dragage ($32 \mu\text{g/g}$), (Carpentier et al. 2002a,b). Notons que les concentrations enregistrées au niveau de la station "Kb34" sont supérieures à cette moyenne et à la moyenne enregistrée pour la rivière Odiel en Espagne drainant un site minier ($121 \mu\text{g/g}$, Morillo et al. 2002). Elles se situent dans une fourchette de valeurs proches de celles enregistrées pour l'oued Sebou ($1,23 - 63 \mu\text{g/g}$) et l'oued Fès au Maroc ($3 - 77,5 \mu\text{g/g}$, Fekhaoui et al. 1993). Elles sont inférieures aux concentrations enregistrées pour la rivière du Mississippi considérée comme non polluée ($72 \mu\text{g/g}$, Santschi et al. 2001) pour 142 échantillons sur un total de 148 et sont proches de la moyenne enregistrée pour les sédiments de la Garonne en France considérée comme étant de bonne qualité ($46 \mu\text{g/g}$, Saulnier et Gagnon, 2009).

III.2.6.6. Le cobalt (Co)

Les variations spatiales des teneurs médianes en cobalt des sédiments des 37 sites de prélèvements sont représentées sous forme d'histogramme, (fig. 39).

Les teneurs en cobalt des sédiments du bassin versant Kebir Rhumel présentent des fluctuations dans l'espace et dans le temps. Nous avons enregistré une concentration médiane de l'ordre de $(11,7 \pm 4,08 \mu\text{g/g})$ avec un minimum de $(5,45 \mu\text{g/g})$ et un maximum de $(20,16 \mu\text{g/g})$, (tab. 15). Les variations d'un sous bassin à l'autre sont également très perceptibles ; la teneur médiane la plus faible $(8,77 \pm 2,38 \mu\text{g/g})$ a été enregistrée au niveau du sous bassin (10-03) alors que la plus élevée $(11,7 \pm 4,64 \mu\text{g/g})$ a été enregistrée au niveau du sous bassin (10-05). Cette variabilité dans l'espace a été mise en évidence par l'analyse de la variance qui a révélé des effets significatifs pour ($p < 0,001$, IE = 41,05 %) et ($p < 0,001$, IE = 12,44 %) pour les stations et les sous bassins respectivement.

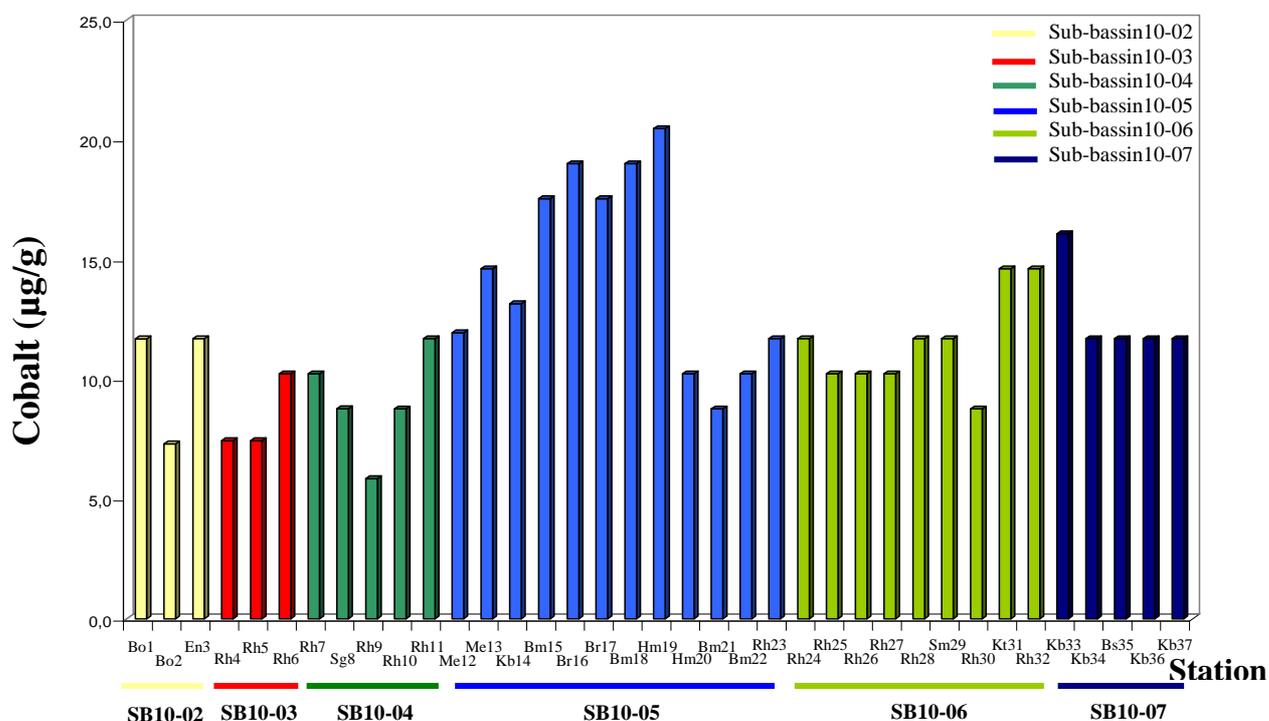


Figure 39 : Distribution spatiale des concentrations médianes en cobalt dans les sédiments du bassin versant Kebir Rhumel.

La comparaison des moyennes par le test de Newman-Keuls ($p < 0,05$) a révélé trois groupes homogènes pour les sous bassins. Un premier groupe formé par le sous bassin (10-03) pour lequel nous avons enregistré les concentrations les plus faibles en cobalt, un deuxième groupe formé par les sous bassins (10-04, 10-10-02, 10-06) pour lesquels les

teneurs en cobalt semblent similaires et enfin le troisième des sous bassin (10-05, 10-07) pour lesquels nous avons enregistré les teneurs les plus élevées en cobalt (tab. 26).

Tableau 26 : Test de Newman-Keuls pour la variabilité spatiale des teneurs en cobalt (effet sous bassin)

(Groupes avec des lettres différentes sont significativement différents, $p \leq 0.05$)

Sous-bassin	Moyenne ($\mu\text{g/g}$)	Groupes Homogènes	
10-03	8,59	A	
10-04	9,79	A	B
10-02	10,23	A	B
10-06	11,67	A	B
10-07	12,37	B	
10-05	13,02	B	

Par ailleurs, il apparaît que les teneurs en cobalt varient également d'une saison à l'autre. Les boîtes à moustaches relatives aux teneurs en cobalt pendant les quatre campagnes de prélèvements sont représentées dans la figure 40. Il apparaît pour les quatre ensembles de données (campagnes), que la distribution des valeurs a une tendance générale à être plus allongée vers les valeurs élevées des concentrations, tendance très marquée notamment pour l'ensemble de données relatifs aux échantillons prélevés en automne.

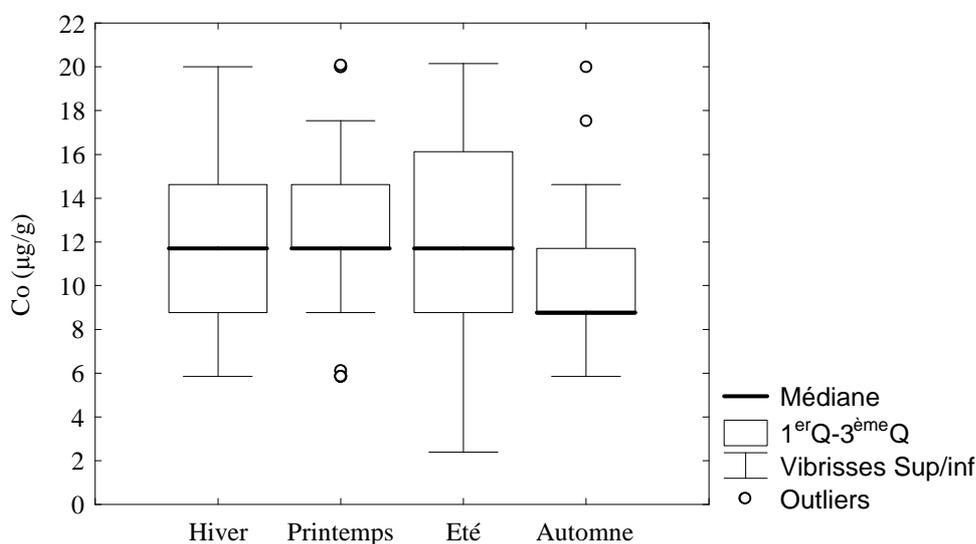


Figure 40 : Boîtes à moustaches des teneurs en cobalt des quatre campagnes.

Cette représentation graphique montre aussi que l'automne se détache dans un groupe à part avec la teneur médiane la plus faible ($9,38 \mu\text{g/g}$) alors que trois autres saisons (hiver, printemps, été) sont rassemblées dans un même groupe avec des teneurs moyennes

en cobalt allant de 11,83 $\mu\text{g/g}$ à 12,87 $\mu\text{g/g}$, (tab. 27). Cette variabilité temporelle est confirmée par l'analyse de la variance qui a révélé un effet saison significatif ($p < 0,001$, IE = 19,15 %).

Tableau 27 : Test de Newman-Keuls pour la variabilité temporelle des teneurs en cobalt (effet saison)

(Groupes avec des lettres différentes sont significativement différents, $p \leq 0,05$)

Sous-bassin	Moyenne ($\mu\text{g/g}$)	Groupes Homogènes
Automne	9,38	A
Hiver, printemps, été	11,83-12,87	B

Globalement, les teneurs en cobalt de sédiments du bassin versant Kebir Rhumel semblent refléter le bruit de fond géochimique de la zone d'étude si on les compare à la moyenne naturelle mondiale (20 $\mu\text{g/g}$) proposée par Thomas et Meybeck (1992). Cependant, Théveno et al. (2002) et Meybeck et al. (2003) proposent une concentration naturelle en cobalt beaucoup plus faible ; elle est de l'ordre de 5 $\mu\text{g/g}$ pour les roches carbonatées et 8 $\mu\text{g/g}$ pour les allumino-silicates (tab. 16), substrats prédominants dans le bassin versant Kebir Rhumel. Ces valeurs sont dépassées pour la plupart des échantillons voir tous les échantillons notamment celles spécifiques au substrat carbonaté. D'autres backgrounds sont également données dans la littérature ; ces derniers sont aux alentours de 8,1 $\mu\text{g/g}$ pour les grands cours d'eau suisses (Pardos et al. 2003), 7 $\mu\text{g/g}$ pour le bassin de la Seine (Thévenot et al. 2007).

Les teneurs en cobalt des sédiments du bassin versant Kebir Rhumel sont faibles par rapport à la moyenne mondiale proposée par Martin et Whitfield (1983) et qui est de l'ordre de 20 $\mu\text{g/g}$ et à celles enregistrées pour la rivière Odiel en Espagne drainant un site minier (36 $\mu\text{g/g}$, Morillo et al. 2002). Elles sont par contre du même ordre de grandeur que les sédiments de la Garonne considérés comme non pollués ; N'guessan et al. (2009) ont enregistré une moyenne de l'ordre de 14 $\mu\text{g/g}$.

III.2.6.7. Le Nickel (Ni).

Les variations spatiales des teneurs médianes en nickel des sédiments des 37 sites de prélèvements sont représentées sous forme d'histogramme (fig. 41).

Les teneurs en nickel des sédiments du bassin versant Kebir Rhumel présentent des fluctuations remarquables non seulement dans l'espace mais aussi dans le temps.

Nous avons enregistré une concentration médiane en nickel de l'ordre de ($20 \pm 5,2 \mu\text{g/g}$) avec un minimum de ($10 \mu\text{g/g}$) et un maximum de ($46 \mu\text{g/g}$), (tab. 15). Cependant, l'analyse de la variance n'a pas révélé d'effet significatif. Ces fluctuations sont plus perceptibles pour les sous bassins ; la teneur médiane la plus faible ($21 \pm 5,2 \mu\text{g/g}$) a été enregistrée au niveau du sous bassin (10-04) alors que la plus élevée ($28 \pm 4,8 \mu\text{g/g}$) a été enregistrée au niveau du (10-03). L'anova a révélé un effet significatif pour ($p < 0,01$, IE = 9,76 %).

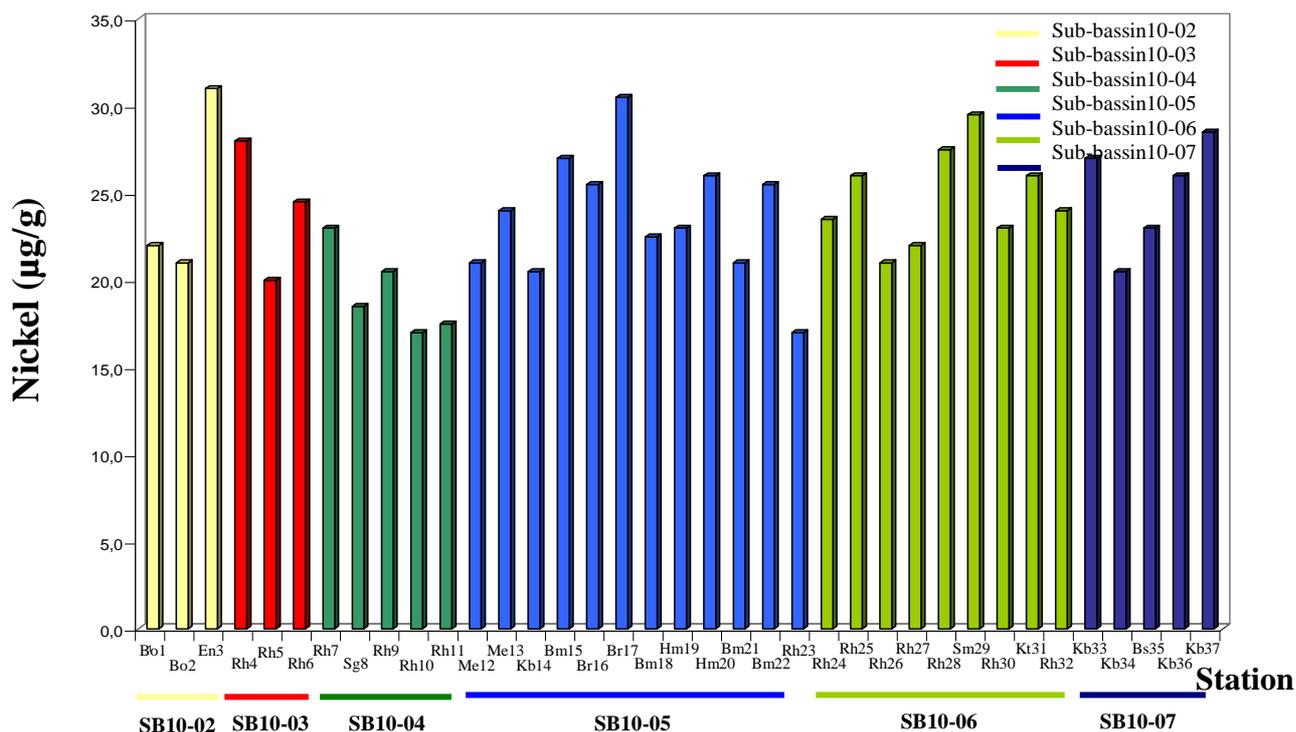


Figure 41 : Distribution spatiale des concentrations médianes en nickel dans les sédiments du bassin versant Kebir Rhumel.

La comparaison des teneurs moyennes en nickel au niveau des sous bassins par le test de Newman-Keuls ($p < 0,05$) a révélé quatre groupes homogènes (tab. 28). Le sous bassin (10-04) se distingue dans un premier groupe avec les teneurs moyennes en nickel les plus faibles, suivie par un groupe formé par les sous bassins (10-07, 10-05, 10-06) dont les charges en nickel semblent similaires, un groupe formé par le sous bassin (10-02) et enfin le sous bassin (10-03) qui se distingue à son tour dans un groupe à part avec les charges les plus élevées en nickel.

Tableau 28 : Test de Newman-Keuls pour la variabilité spatiale des teneurs en nickel (effet sous bassin)
(Groupes avec des lettres différentes sont significativement différents, $p \leq 0.05$)

Sous-bassin	Moyenne ($\mu\text{g/g}$)	Groupes Homogènes
10-04	20,32	A
10-07	23,70	B
10-05	24,53	B
10-06	24,83	B
10-02	27,16	B C
10-03	28,62	C

Par ailleurs, il apparaît que les teneurs en nickel varient également d'une saison à l'autre. Les boîtes à moustaches relatives aux teneurs en nickel pendant les quatre campagnes de prélèvements sont représentées dans la figure 42.

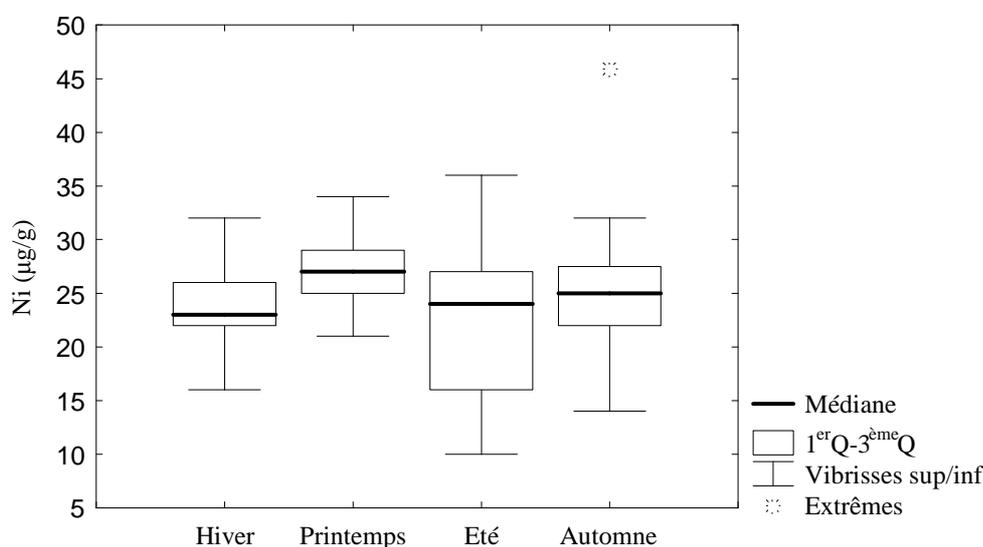


Figure 42 : Boîtes à moustaches des teneurs en nickel des quatre campagnes.

Pour les quatre ensembles de données, il apparaît que la distribution des valeurs a une endance générale à être plus allongée vers les valeurs élevées des concentrations, tendance très marquée pour les quatre campagnes. La teneur médiane la plus élevée a été enregistrée au printemps ($27 \pm 3,06 \mu\text{g/g}$) alors que la plus faible a été enregistrée en été ($23 \pm 3,34 \mu\text{g/g}$). Cette variabilité dans le temps est mise en évidence par l'analyse de la variance qui a révélé un effet campagne significatif ($p = 0,05$, IE = 8,43 %). Le test de Newman-Keuls ($p < 0,05$) a fait ressortir quatre groupes différents, soit chaque saison dans un groupe à part (tab. 29). Ce test vient confirmer les constatations précédentes. Comme mentionné précédemment, les teneurs en nickel des sédiments du bassin versant Kebir Rhumel semblent être liées au régime

hydrologique des cours d'eau. En effet, le nickel des écosystèmes aquatiques peut avoir une origine endogène telle que la remise en suspension des sédiments des fonds et le ruissellement des sols des berges cultivés ou non.

Tableau 29 : Test de Newman-Keuls pour la variabilité temporelle des teneurs en nickel (effet saison)

(Groupes avec des lettres différentes sont significativement différents, $p \leq 0.05$)

Sous-bassin	Moyenne ($\mu\text{g/g}$)	Groupes Homogènes		
Eté	21,9	A		
Hiver	23,86	A	B	
Automne	25,24		B	C
Printemps,	26,85			C

Les teneurs en nickel reflètent le fond géochimique de la zone d'étude si on les compare à la moyenne naturelle mondiale ($80 \mu\text{g/g}$) proposée par (Thomas et Meybeck, 1992). Par ailleurs, Thévenot et al. (2002) et Meybeck et al. (2003) suggèrent une concentration naturelle de $25 \mu\text{g/g}$ et $30 \mu\text{g/g}$ pour les carbonatés et les allumino-silicates respectivement (tab. 16) ; substrats prédominants dans le bassin versant Kebir Rhumel. Cinquante cinq pour cent des valeurs mesurées dépassent le seuil de $25 \mu\text{g/g}$ spécifique aux substrats carbonatés. Par ailleurs, Pardos et al. (2003) propose $30,8 \mu\text{g/g}$ comme bruit de fond pour les grands cours d'eau suisses, Thévenot et al. (2007) propose $16 \mu\text{g/g}$ pour le bassin de la Seine et Saulnier et Gagnon (2009) propose $23 \mu\text{g/g}$ pour le bassin du fleuve Saint Laurent au Canada (tab. 17).

Par ailleurs, il apparait que ces concentrations sont proches de celles enregistrées par Mehennaoui-Afri, (2006). Cet auteur a enregistré des concentrations de l'ordre de $(30,14 \pm 13,27) \mu\text{g/g}$ pour l'oued Rhumel et ses affluents l'oued Boumerzoug et l'oued Hamimime en zone urbaine. Ces valeurs sont par contre inférieures à la moyenne mondiale des rivières ($90 \mu\text{g/g}$) proposée par Martin et Whitfield (1983) et ceci quelque soit la station et la campagne de prélèvement. Elles se situent dans la même fourchette de valeurs enregistrées par Jedid et al. (1999) pour l'oued Mejerda en Tunisie ($19,5 - 26 \mu\text{g/g}$). Elles sont également du même ordre de grandeur que les moyennes enregistrées pour les sédiments de la Garonne considérés comme non pollués ($23 \mu\text{g/g}$, N'guessan et al. 2009) et pour les sédiments de la Seine avant dragage ($17 \mu\text{g/g}$, Carpentier et al. 2002a,b).

III.2.6.8. Le manganèse (Mn)

Les variations spatiales des teneurs médianes en manganèse des sédiments des 37 sites de prélèvements sont représentées sous forme d'histogramme (fig. 43).

Comme pour l'ensemble des éléments traces quantifiés dans les sédiments du bassin versant Kebir Rhumel, les teneurs en manganèse présentent aussi des fluctuations remarquables dans l'espace et dans le temps. Nous avons enregistré une concentration médiane de l'ordre de $(250,9 \pm 89,7 \mu\text{g/g})$ avec un minimum de $(105,6 \mu\text{g/g})$ et un maximum de $(576,1 \mu\text{g/g})$, (tab. 15). D'ailleurs, l'analyse de la variance a révélé un effet station significatif ($p = 0,002$, IE = 39,96 %). Les fluctuations spatiales d'un sous bassin à l'autre sont également considérables. La teneur médiane la plus faible a été enregistrée au niveau du sous bassin 10-02 ($184 \pm 83,9 \mu\text{g/g}$) alors que la plus élevée a été enregistrée au niveau du sous bassin 10-05 ($293 \pm 93,3 \mu\text{g/g}$). L'*anova* a révélé un effet sous bassin significatif pour ($p = 0,001$, IE = 17,05 %). L'effet saison n'est pas significatif. Néanmoins, la teneur médiane la plus élevée ($278,9 \pm 85,32 \mu\text{g/g}$) a été enregistrée en automne alors que la plus faible ($243,9 \pm 73,9 \mu\text{g/g}$) a été enregistrée en hiver. Les boîtes à moustaches relatives aux teneurs en manganèse pendant les quatre campagnes de prélèvements sont représentées dans la figure 44. La distribution est asymétrique et les moyennes ne sont pas influencées par les valeurs atypiques.

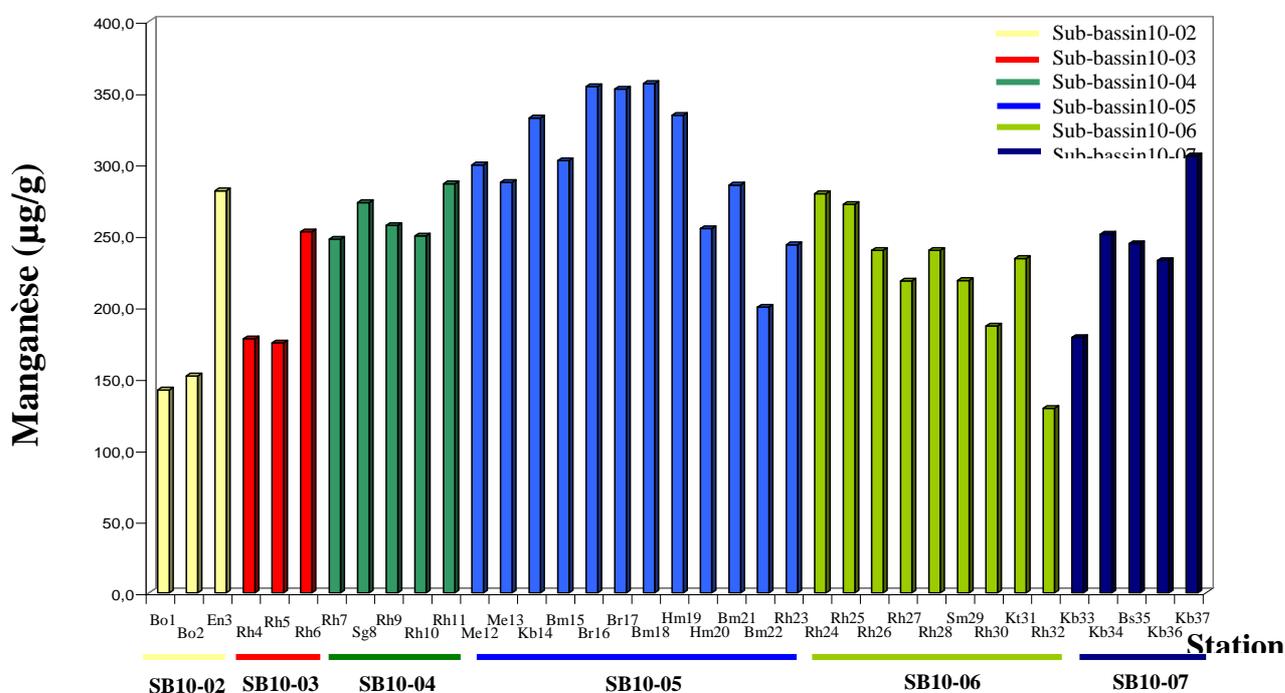


Figure 43 : Distribution spatiale des concentrations médianes en manganèse dans les sédiments du bassin versant Kebir Rhumel

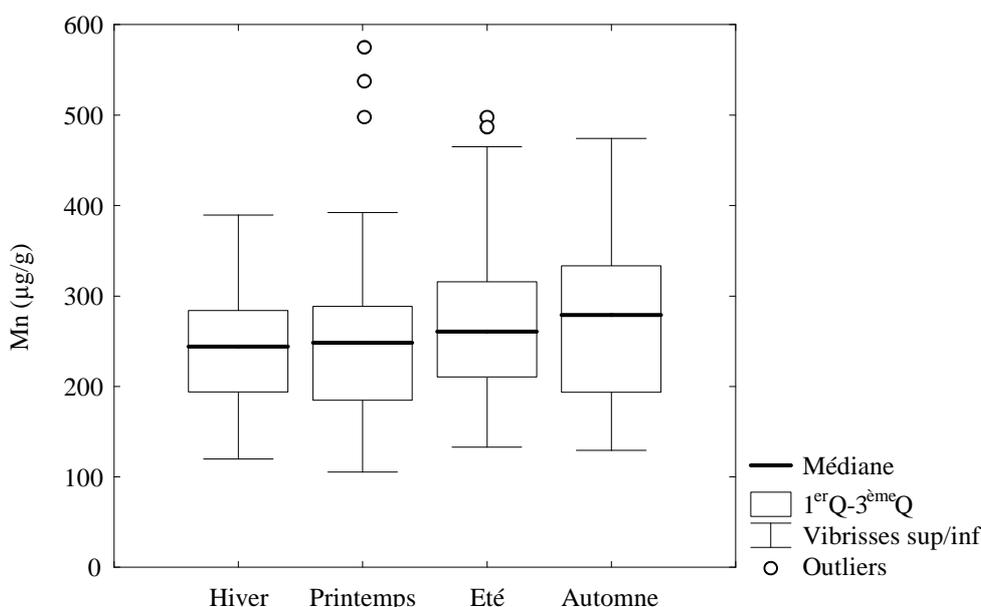


Figure 44 : Boîtes à moustaches des teneurs en manganèse des quatre campagnes.

Par ailleurs, la comparaison des moyennes par le test de Newman-Keuls ($p < 0,05$) fait ressortir 5 groupes homogènes pour les stations (tab. 30) et 3 pour les sous bassins (tab. 31).

Les valeurs les plus élevées sont celles des stations amont et aval de l’oued El Berda (Br16 et Br17) alors que la plus faible est enregistrée au niveau de la station Rh32 située en amont du barrage de Beni Haroun.

Par ailleurs, il apparaît que les sédiments du sous bassin 10-05 sont les plus chargés en manganèse. Ce sous bassin se détache dans un groupe à part avec les teneurs les plus élevées en manganèse alors que les sous bassins 10-02 et 10-03 se caractérisent par les charges les plus faibles, (tab. 31).

Tableau 30 : Test de Newman-Keuls pour la variabilité spatiale des teneurs en manganèse (effet station)
(Groupes avec des lettres différentes sont significativement différents, $p \leq 0.05$)

Stations	Moyenne (µg/g)	Groupes Homogènes		
32	136,5	A		
1,5	154 – 181,5	A	B	
2,3,4,6,7,8,9,10,11,12,13,14, 15,18,19,20,21,22,23,24,25,26, 27,28,9,30,31,33,34,35,36,37	184,2 – 347,8	A	B	C
17	370,15	B		C
16	404,5	C		

Table 31 : Test de Newman-Keuls pour la variabilité spatiale des teneurs en manganèse (effet sous bassin)
(Groupes avec des lettres différentes sont significativement différents, $p \leq 0.05$)

Sous-bassin	Moyenne ($\mu\text{g/g}$)	Groupes Homogènes	
10-02	204,04	A	
10-03	204,45	A	
10-06	242,68	A	B
10-04	245,07	A	B
10-07	255,85	A	B
10-05	308,17	B	

Les teneurs en manganèse reflètent une situation normale pour l'ensemble des échantillons prélevés si on les compare à la moyenne naturelle mondiale des rivières (1050 $\mu\text{g/g}$), proposée par Martin et Whitfield (1983). Le manganèse est naturellement présent dans les sédiments et sa teneur, qui peut être relativement élevée, est étroitement dépendante de la nature du substrat ce qui expliquerait les différences entre les stations ; le substrat lithologique diffère d'un sous bassin à l'autre.

Par ailleurs, il apparaît que ces concentrations sont proches de celles enregistrées par Sahli (2002) et Afri-Mehennaoui et al. (2004). Ces auteurs ont enregistré respectivement des concentrations de l'ordre de (112,1 - 463 $\mu\text{g/g}$) et (207,4 \pm 78 $\mu\text{g/g}$) pour l'oued Rhumel et ses affluents l'oued Boumerzoug et l'oued Hamimime en zone urbaine. Ces valeurs sont par contre faibles par rapport à celles enregistrées pour la rivière du Mississippi considérée comme non polluée (1044 $\mu\text{g/g}$, Santschi et al. 2002). Cependant, elles sont beaucoup plus importantes que celles enregistrées pour les sédiments de la Seine avant dragage (50 $\mu\text{g/g}$, Carpentier et al. 2002a,b). L'amplitude des variations est proche de celles enregistrées pour l'oued Fès (170 - 750 $\mu\text{g/g}$) et l'oued Sebou Maroc, (23 - 475 $\mu\text{g/g}$), (Fekhaoui et al. 1993).

III.2.7. Evaluation de la contamination métallique et de la toxicité des sédiments

L'évaluation de la pollution par les ETM et l'identification des sources de pollution reposent sur des principes relativement simples de mesure des concentrations, de calcul d'indices et de leur comparaison avec les normes établies qui varient en fonction de la nature de l'élément, de sa toxicité et du milieu récepteur. Les méthodes d'évaluation visent généralement à s'affranchir du bruit de fond naturel. Les études fondamentales ou appliquées normalisent les teneurs en ETM par rapport à celles d'un matériel de référence (*Upper*

Continental Crust) qui n'a parfois aucun rapport avec l'environnement immédiat. Ces indices peuvent prendre la forme de l'indice de géoaccumulation (Müller 1969, Rubio et al. 2000, Manjunatha et al. 2001). Une autre manière consiste à présenter l'enrichissement relatif d'un ETM par rapport à un élément immobile non affecté par les activités anthropiques (Al, Th, Ti, Sc) tel que le facteur d'enrichissement et l'indice de pollution métallique (Meybeck et al. 1997). D'autres méthodes comparent les concentrations mesurées à des seuils réglementaires spécifiques (ERM/PEL). Ces seuils sont considérés représentatifs d'un niveau acceptable de protection du biote associé au sédiment, et toute concentration supérieure au seuil est jugée inacceptable (MacDonald et al. 2000). Enfin, certaines études combinent les deux approches en appliquant le *Sediment pollution index* (Singh et al. 2002 ; Rubio et al. 2000) et l'indicateur de toxicité métallique (Meybeck et al. 2003).

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

III.2.7.1. Evaluation de la contamination métallique par le calcul de l'indice de géoaccumulation (*Igeo*)

Un critère d'évaluation de l'intensité de la contamination métallique est l'indice de géoaccumulation (Müller, 1969). Cet indice de caractère empirique compare une concentration donnée versus une valeur considérée comme fond géochimique. En effet, le coefficient 1,5 rend compte des variations dans les niveaux de background pouvant être causées par des effets de lithologie.

$$Igeo_x = \log_2 \left(\frac{C_n}{1.5Bg_x} \right)$$

où :

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

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

L'indice de géoaccumulation, bien que ne faisant pas intervenir une normalisation des concentrations métalliques par rapport à un élément "immobile", a l'avantage d'être associé à une échelle qualitative de pollution. En effet, Müller (1981) a défini une échelle avec six classes d'indice de géoaccumulation. Cette échelle de l'intensité de pollution est comprise entre 0 (pollution nulle) et 6 (pollution très forte), (tab. 32).

Tableau 32 : Classes définies pour l'indice de géoaccumulation (Müller, 1981, Ruiz, 2001).

Valeur de l'index (<i>Igeo</i>)	Classes <i>Igeo</i>	Intensité de la pollution
$Igeo < 0$	0	Background
$0 \leq Igeo < 1$	1	Sédiment non pollué à légèrement pollué
$1 \leq Igeo < 2$	2	Sédiment légèrement pollué à moyennement pollué
$2 \leq Igeo < 3$	3	Sédiment moyennement pollué
$3 \leq Igeo < 4$	4	Sédiment moyennement pollué à fortement pollué
$4 \leq Igeo < 5$	5	Sédiment fortement pollué
$5 \leq Igeo$	6	Sédiment extrêmement pollué

La simplicité du calcul de cet indice nous permet de comparer facilement avec des données d'autres régions étudiées dans le monde et d'utiliser différents fonds géochimiques pour effectuer de nombreuses comparaisons.

Le tableau 33 présente les intervalles de valeurs d'*Igeo* des huit éléments étudiés pour les sédiments des 37 sites de prélèvements. Pour le calcul de cet indice, nous avons utilisé comme bruit de fond les concentrations spécifiques aux substrats carbonatés définies par Thomas et Meybeck (1992).

Tableau 33 : Intervalles des *Igeo* dans les sédiments du bassin versant Kebir Rhumel.

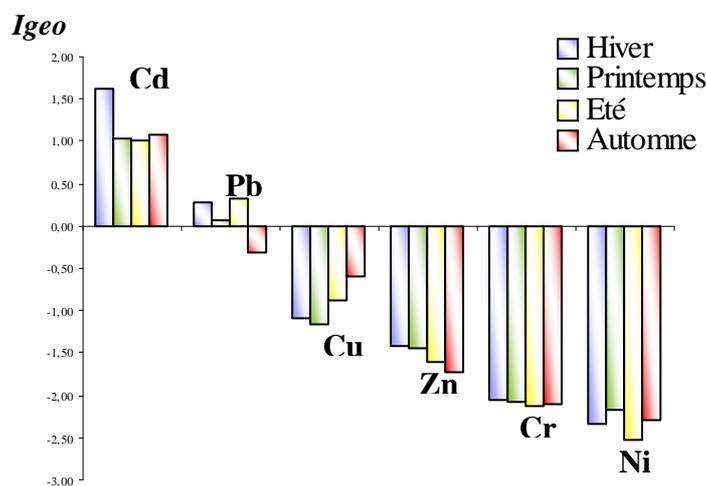
	<i>Igeo</i>					
	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
SB 10-02 (n=12)	0,28-1,89	<0	<0	<0	<0-0,37	< 0
SB 10-03 (n=12)	0,3-2,90	<0	<0	<0	0,2-1,15	< 0
SB 10-04 (n=20)	0,28-2,30	<0	<0	<0	<0-0,89	< 0
SB 10-05 (n=48)	0,32-2,90	<0	<0-2,57	<0	<0-1,47	< 0-0,83
SB 10-06 (n=36)	0,24-2,63	<0	<0-0,26	<0	<0-1,15	< 0-0,11
SB 10-07 (n=20)	0,23-2,20	<0-0,27	<0-0,08	<0	<0-0,74	< 0

Tableau 34 : Pourcentage des I_{geo} des sédiments du bassin versant Kebir Rhumel en fonction des classes I_{geo} (n=148)

	% I_{geo}						
	$I_{geo} < 0$	$0 \leq I_{geo} < 1$	$1 \leq I_{geo} < 2$	$2 \leq I_{geo} < 3$	$3 \leq I_{geo} < 4$	$4 \leq I_{geo} < 5$	$5 \leq I_{geo}$
Cd	0	41	43	16	0	0	0
Cr	98	2	0	0	0	0	0
Cu	94	5	0	1	0	0	0
Ni	100	0	0	0	0	0	0
Pb	42	51	7	0	0	0	0
Zn	95	5	0	0	0	0	0

Le calcul des I_{geo} a permis d'estimer l'importance de la contamination des sédiments du bassin versant Kebir Rhumel par les ETM dont les teneurs dépassent le background de la zone d'étude. Les moyennes des indices de géoaccumulation spécifiques aux éléments sont représentées dans la figure 45 qui montre une contamination par le cadmium pendant les 4 campagnes de prélèvements et une contamination par le plomb en hiver, printemps et été. Les I_{geo} moyens des Pb (automne), Cu, Zn, Cr et Ni (4 campagnes) ne reflètent aucun enrichissement ; ces derniers étant négatifs. L'ordre d'importance des I_{geo} est la suivant :

$$I_{geo_Cd} \sim I_{geo_Pb} > I_{geo_Cu} \sim I_{geo_Zn} > I_{geo_Cr} \sim I_{geo_Ni}$$

**Figure 45** : Moyennes des indices de géoaccumulation pour les sédiments du bassin versant Kebir Rhumel

Par ailleurs, l'analyse des valeurs individuelles des *Igeo* sur la base de l'échelle de pollution proposée par Müller (1981) et Ruiz (2001), permet de faire les constatations suivantes :

✦ Pour le cadmium

Toutes les valeurs d'*Igeo* sont positives ; ce qui confirme la contamination de tous les échantillons quelque soit la station, quelque soit le sous bassin et quelque soit la campagne de prélèvement (fig. 46) ; les *Igeo* maximaux sont nettement supérieurs à 1. Les sous bassins 10-02, 10-03 et 10-05 sont les plus chargés. Parmi les *Igeo*_Cd, 41 % indiquent une contamination absente à faible, 43 % des *Igeo* peuvent être considérés comme légèrement contaminés et 16 % sont moyennement contaminés. Aucun sédiment n'enregistre un *Igeo* proche du seuil de contamination forte à extrême (tab. 33, 34).

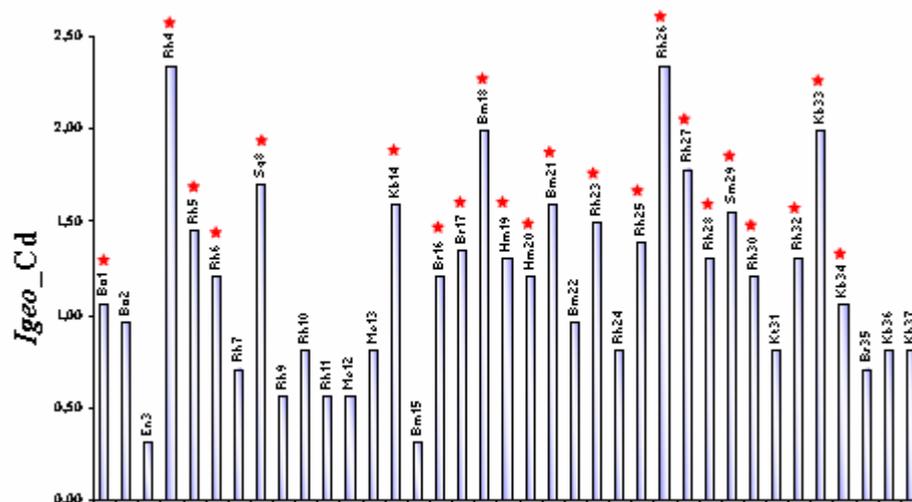


Figure 46 : Moyennes des *Igeo*_Cd des sédiments des 37 sites de prélèvements.

✦ Pour le plomb

De même que pour le cadmium, la plupart des *Igeo*_Pb sont positifs ; ce qui confirme l'enrichissement par le plomb des sédiments notamment ceux du sous bassin 10-03 ou toutes les valeurs sont supérieures à zéro (fig. 47) ; ces derniers étant légèrement à moyennement pollués ($1 \leq Igeo < 2$). Les sédiments des sous bassins 10-02, 10-04 et 10-07 présentent des enrichissements moins élevés ($0 \leq Igeo < 1$) ; ils sont considérés comme non pollués à légèrement pollués alors que ceux des sous bassins 10-05 et 10-06 sont légèrement à moyennement pollués. Notons que globalement, 7 % des *Igeo*_Pb indiquent une contamination légère, 51 % indiquent que les sédiments sont non pollués à légèrement pollués et 42 % reflètent le background de la zone d'étude (tab. 33, 34).

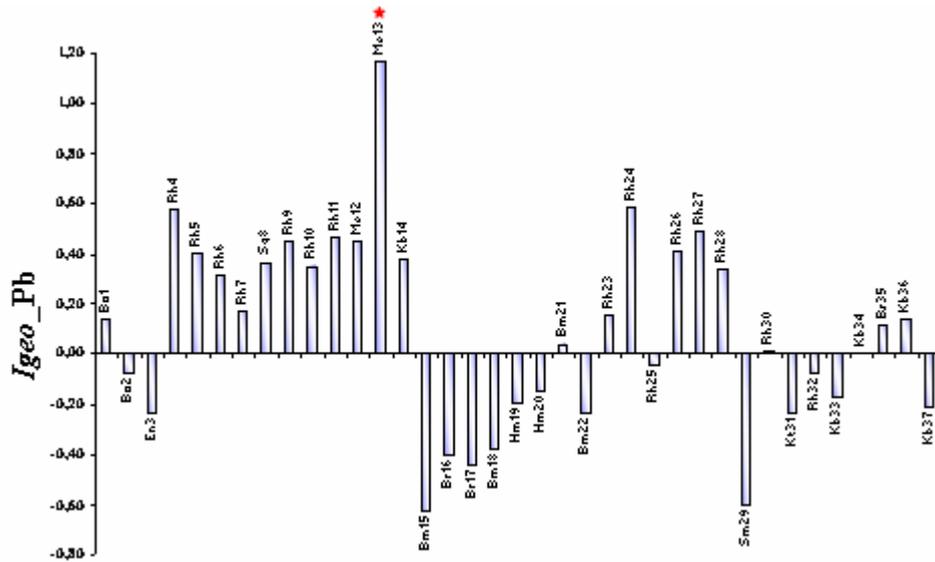


Figure 47 : Moyennes des *Igeo_Pb* des sédiments des 37 sites de prélèvements.

✚ Pour le chrome

Tous les *Igeo* sont négatifs à l'exception de ceux enregistrés au niveau du sous bassin 10-07. Globalement, les teneurs en chrome semblent refléter le fond géochimique de la zone d'étude ; les *Igeo_Cr* moyens étant négatifs (fig. 48, tab. 33, 34). Cependant, les *Igeo_Cr* mesurés au niveau du sous bassin 10-07 montrent que les sédiments sont non pollués à légèrement pollués ($0 \leq Igeo < 1$). Ces derniers représentent 2 % du total des sédiments étudiés et concernent ceux de la station Kb34 localisée en aval des rejets industriels et urbains d'El Milia notamment ceux des activités de teinture de la tannerie.

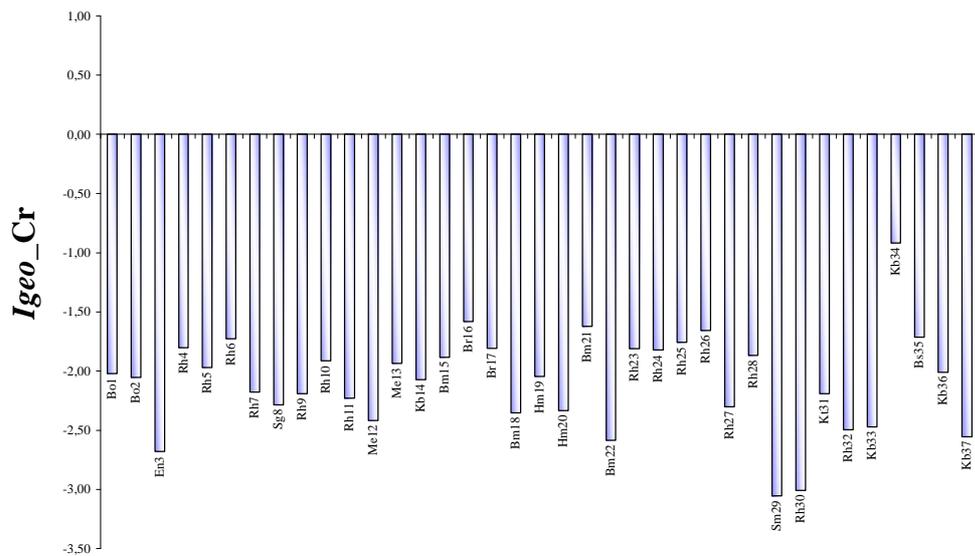


Figure 48 : Moyennes des *Igeo_Cr* des sédiments des 37 sites de prélèvements.

✦ Pour le cuivre

Les concentrations mesurées dans les sédiments des sous bassins 10-02, 10-03 et 10-04 semblent refléter le fond géochimique de la zone d'étude ($I_{geo} < 0$) avec un pourcentage de l'ordre de 94 %. Ceux du sous bassin 10-05 sont non pollués ($I_{geo} < 0$) à moyennement pollués ($2 \leq I_{geo} < 3$) ; ces derniers représentent 5 % des échantillons. Alors que 1 % des échantillons sont non pollués à légèrement pollués ($0 \leq I_{geo} < 1$) ; ce sont les sédiments des sous bassins 10-06 et 10-07. Notons aussi que la station (Me13) enregistre l' I_{geo_Cu} moyen le plus élevé (fig. 49, tab. 33, 34).

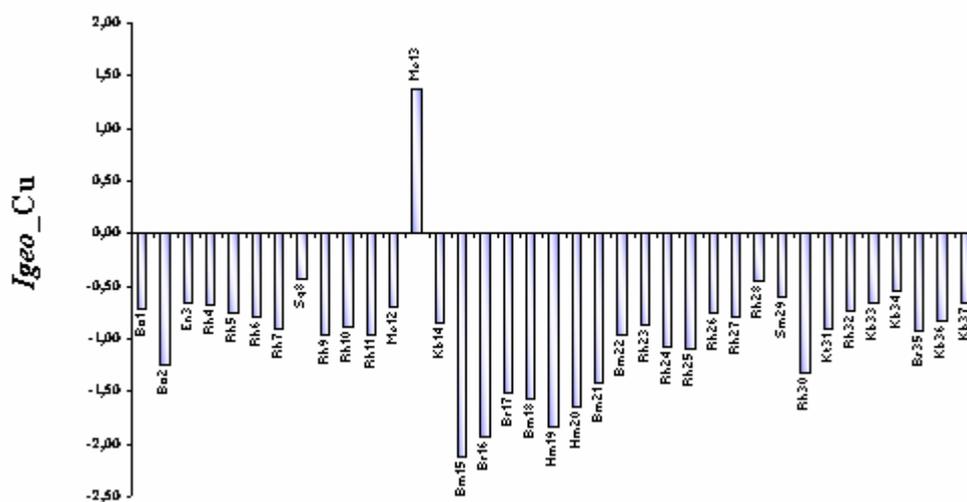


Figure 49 : Moyennes des I_{geo_Cu} des sédiments des 37 sites de prélèvements.

✦ Pour le nickel

Tous les I_{geo} sont négatifs ($I_{geo} < 0$). Ceci confirme que les sédiments du bassin versant Kebir Rhumel ne sont pas contaminés par le nickel. Les concentrations mesurées ne reflètent que le fond géochimique (fig. 50, tab. 33, 34).

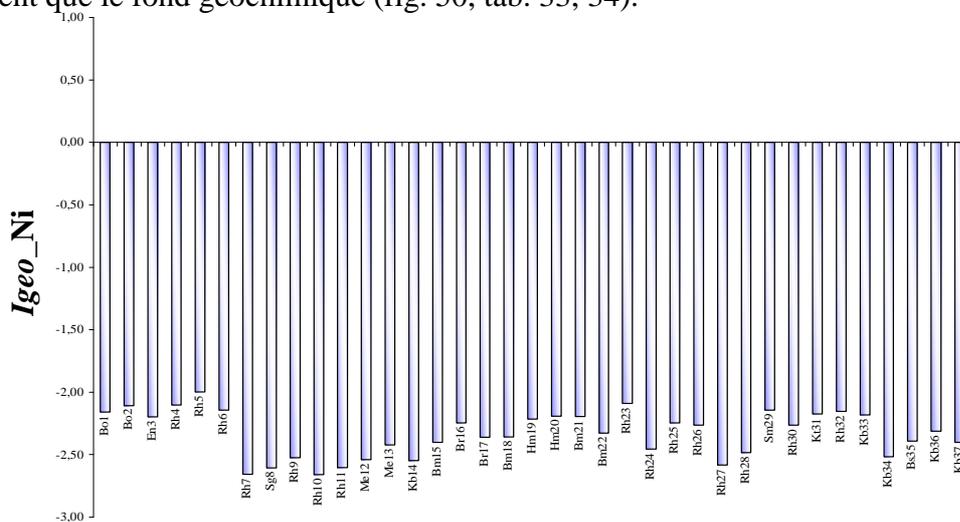


Figure 50 : Moyennes des *Igeo*_Ni des sédiments des 37 sites de prélèvements.

✎ Pour le zinc

Globalement les *Igeo* sont très faibles voire négatifs (fig. 51, tab. 33, 34). Nous pouvons remarquer que les teneurs des sédiments prélevés au niveau des sous bassin 10-02, 10-03, 10-04 et 10-07 reflètent le background de la zone d'étude ($Igeo < 0$) et représentent 95 % des échantillons analysés alors que ceux des sous bassins 10-05 et 10-06 sont considérés comme non pollués à légèrement pollués ($0 \leq Igeo < 1$). Ces derniers représentent 5 % du total des échantillons analysés.

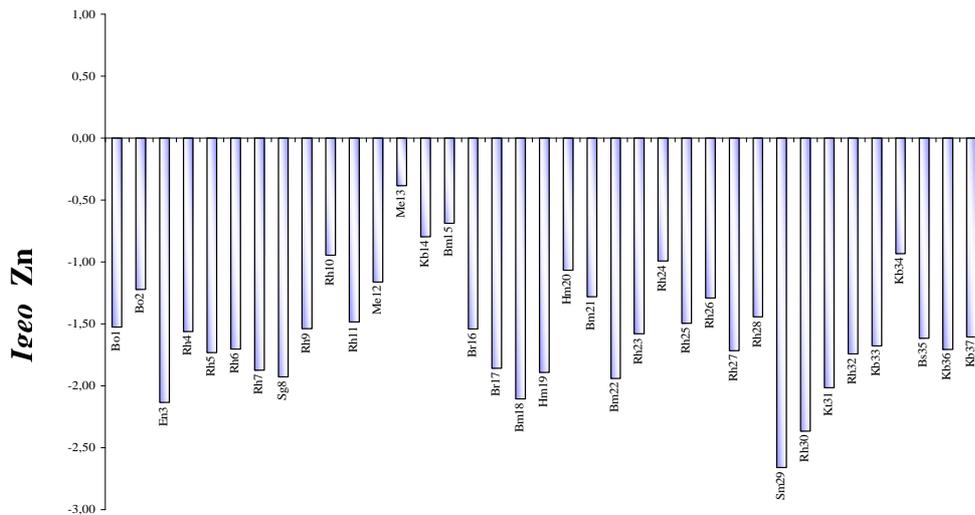


Figure 51: Moyennes des *Igeo*_Zn des sédiments des 37 sites de prélèvements.

III.2.7.2. Evaluation de la contamination métallique par le calcul du facteur de contamination (FC), le degré de contamination (Dc) et l'indice de pollution sédimentaire (IPS)

a. Le facteur de contamination

L'indice *Igeo* a permis d'établir un classement des sédiments en fonction des concentrations en contaminants métalliques. Néanmoins, le coefficient 1,5 qui à priori tient compte de l'hétérogénéité du sédiment est discutable car il ne représente pas forcément la réalité. En effet, les ETM sont principalement associés aux particules des sédiments (argiles, carbonates, oxydes et hydroxydes de fer, matière organique, alumino-silicates, ...), et il serait donc nécessaire d'exprimer les concentrations des ETM en fonction d'un paramètre lié à la nature du sédiment.

Cette normalisation qui consiste à exprimer le ratio de la teneur d'une substance donnée par rapport à celle du facteur normalisant, ici le bruit de fond naturel, permet

de définir le facteur de contamination "FC" d'un élément trace donné dans le sédiment. Ce facteur de contamination est exprimé par la formule suivante :

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

Ou :

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

De même que pour l'Igeo, des classes de contamination sont définies pour le FC (Hakanson, 1980 ; Förstner et al. 1981 ; Carballeira et al. 1997 in Rubio et al. 2000). Ces classes sont données dans le tableau 35.

Tableau 35 : Classes du facteur de contamination
(Hakanson, 1980 ; Förstner et al. 1981 ; Carballeira et al. 1997)

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

Les résultats de calcul du facteur de contamination pour les 37 sites pendant les 4 campagnes de prélèvements sont donnés dans le tableau 36. Pour le calcul de ce facteur, nous avons utilisé comme bruit de fond les concentrations définies par Thomas et Meybeck (1992).

L'examen des tableaux (36 et 37) permet de faire les constatations suivantes :

Tableau 36 : Intervalles des FC dans les sédiments du bassin versant Kebir Rhumel.

	<i>n</i>	FC					
		Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
SB 10-02	12	1,7-5,57	0,19-0,54	0,38-1,34	0,29-0,40	1,11-1,94	0,24-0,71
SB 10-03	12	1,07-11,1	0,33-0,52	0,77-1,16	0,28-0,45	1,67-3,33	0,36-0,63
SB 10-04	20	1,9 -7,40	0,25-0,53	0,43-1,30	0,13-0,38	1,39-2,78	0,27-1,48
SB 10-05	48	1,97-10,89	0,15-0,56	0,18-8,92	0,15-0,43	0,28-4,17	0,24-2,67
SB 10-06	36	1,87-11,2	0,08-0,60	0,34-1,80	0,20-0,58	0,83-3,33	0,16-1,62
SB 10-07	20	1,77-7,40	0,15-1,80	0,60-1,58	0,18-0,36	0,56-2,5	0,40-1,37

Les sédiments des 37 sites de prélèvements ont des FC en Cd toujours supérieurs à 1, confirmant un enrichissement voir une contamination par cet élément et ceci quelque soit la station et quelque soit le sous bassin. Le cadmium montre une contamination forte, avec des FC atteignant une valeur de 11.2 dépassant ainsi le seuil maximal défini par (Hakanson, 1980 ; Förstner et al. 1981 ; Carballeira et al. 1997 in Rubio et al. 2000) et donné dans le tableau 37. En effet, 41 % des FC indiquent une contamination modérée, 43 % indiquent une contamination considérable et 16 % indiquent une très forte contamination par le cadmium ; élément considéré comme extrêmement toxique pour la faune benthique.

Tableau 37 : Pourcentage des FC des sédiments du bassin versant Kebir Rhumel en fonction des classes du FC (n=148)

	% FC			
	FC < 1	1 ≤ FC < 3	3 ≤ FC < 6	6 ≤ FC
Cd	0	41	43	16
Cr	98	2	0	0
Cu	71	28	0	1
Ni	100	0	0	0
Pb	10	83	7	0
Zn	90	10	0	0

Les FC-cadmium sont presque 3 fois supérieures aux FC-plomb. En effet, les FC-Pb ne dépassent en aucun cas le seuil maximal ($6 \leq FC$) ; 10% des FC indiquent une contamination absente à faible, 83 % indiquent une contamination modérée et 7 % indiquent une contamination considérable. Cette dernière classe concerne surtout les sédiments prélevés au niveau des sous bassins les plus anthropisés (SB10-03, SB10-05 et 10-06). Notons aussi, que le sous bassin 10-02 présente des FC toujours supérieurs à 1 indiquant ainsi une contamination de tous les sites localisés au niveau de ce dernier quelque soit la campagne de prélèvement.

Les enrichissements en Cu et Zn bien que forts dans certains sous bassins, sont moins importants que ceux du Pb et surtout Cd. Comparés aux deux éléments précédents, Cu et Zn sont caractérisés par des enrichissements plus faibles. Les valeurs maximales des FC-Zn sont supérieures à 1, notamment au niveau des sous bassins (10-04, 10-05, 10-06 et 10-07), indiquant ainsi un enrichissement mais les valeurs maximales inter-sous bassin ne dépassent jamais le seuil de la deuxième classe ($FC < 3$) ; 90 % des valeurs sont inférieures à 1 indiquant ainsi une contamination absente à faible et 10 % indiquent une contamination modérée. L'enrichissement par le cuivre est beaucoup plus perceptible ; les FC-Cu sont tous supérieurs

à 1 avec un FC élevé de l'ordre (8,92) enregistré au niveau du sous bassin 10-05. Les FC-Cu indiquent une contamination absente à faible dans 71 % des cas, modérée pour 28 % des échantillons et très forte pour 1 % des échantillons.

Contrairement aux 4 éléments précédents, les enrichissements en chrome et en nickel sont faibles. Les FC-Ni ne dépassent jamais le seuil de la première classe indiquant ainsi une contamination faible voir absente alors que les FC-Cr dépassent ce seuil dans 2 % des échantillons indiquant une contamination modérée, le reste des échantillons étant non contaminés à faiblement contaminés ($FC < 1$).

b. Le degré de contamination (Dc)

C'est la somme des FC qui permet d'estimer le degré de contamination (*a priori* contamination polymétallique) pour chaque point de prélèvement. Ce degré de contamination (Dc) est exprimé par la formule suivante :

$$Dc_i = \sum \left(\frac{C_x}{Bg_x} \right)_i$$

où :

- ✓ Dc_i : degré de contamination,
- ✓ i : point de prélèvement considéré,
- ✓ C_x : concentration mesurée pour un élément x ,
- ✓ Bg_x : Background pour un élément x ,

Afin de donner une signification à ce degré de contamination, Hakanson (1980) a défini des classes de degrés de contamination. Ces dernières sont données dans le tableau 38.

Tableau 38 : Classes de degrés de contamination (selon Hakanson, 1980).

Dc	Degré de contamination
$Dc < 6$	Faible
$6 \leq Dc < 12$	Modéré
$12 \leq Dc < 24$	Considérable
$24 \leq Dc$	Très élevé

Par ailleurs, l'analyse de cette contamination basée sur les degrés de contamination (Dc) spécifiques à chaque point de prélèvement, confirme les premières observations et révèle

une contamination polymétallique dominée par deux ou plusieurs éléments. Les degrés de contamination moyens par sous bassin sont donnés dans le tableau 39 et les Dc individuels représentatifs des stations pendant les 4 campagnes de prélèvements sont représentés dans la figure 52.

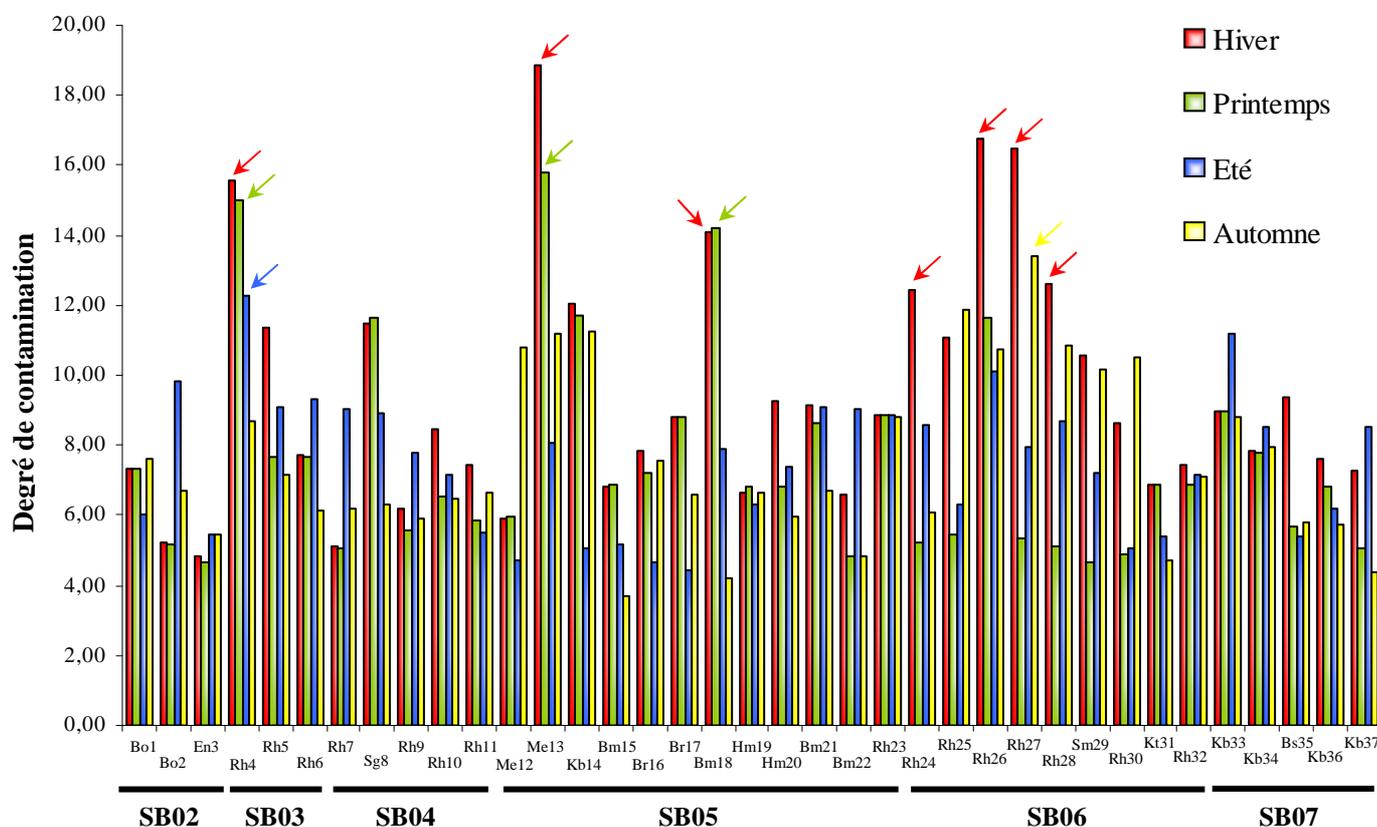


Figure 52 : Degré de contamination des sédiments des 37 sites pendant les 4 campagnes de prélèvement.

Globalement, les degrés de contamination témoignent d'un apport dû principalement aux activités humaines. Les Dc moyens ne dépassent jamais le seuil maximal de la deuxième classe définie par Hakanson (1980) indiquant une contamination modérée et ceci quelque soit le sous bassin. Le Dc le plus élevé (9,80) est enregistré au niveau du sous bassin 10-03 alors que le plus faible (6,30) est celui du sous bassin 10-02 (tab. 39).

Sur le plan individuel, la situation semble plus compliquée. En effet, les Dc se situent dans l'intervalle de la troisième classe ($12 \leq Dc < 24$) indiquant ainsi une contamination considérable. Ainsi, la figure 52 montre que la station "Me13" enregistre le Dc le plus élevé et qui est de l'ordre de 18,89. Cette valeur critique est principalement due au cadmium, cuivre et plomb qui représentent respectivement 40 %, 35 % et 17 % de cette valeur. Les autres éléments (Zn, Cr, Ni) ne participent respectivement qu'à 4,23 %, 2,75 % et 1,64 %

de la valeur du Dc. La forte contamination de cette dernière pourrait provenir principalement de l'entreprise des cabines sahariennes (CCS), des activités du complexe de réparation du matériel militaire et de la société de transformation de pierres de marbre ainsi que des rejets domestiques de la commune d'Ain M'lila.

Tableau 39 : Degrés de contamination des sédiments pour les six sous bassins.

	<i>n</i>	Degré de contamination
SB 10-02	12	6,30
SB 10-03	12	9,80
SB 10-04	20	7,16
SB 10-05	48	8,13
SB 10-06	36	8,63
SB 10-07	20	7,40

Les stations Rh26 et Rh27 enregistrent respectivement des Dc de l'ordre de 16,76 et 16,46 du cadmium et au plomb. Le cadmium contribue avec 67 % et le plomb avec 21 % des valeurs des Dc pour les 2 stations. La station Rh4 et Bm18 présente des Dc de l'ordre de 15,56 et 14,22 et qui sont essentiellement représentatifs d'une contamination induite par le cadmium ; ce dernier représente respectivement 72 % et 79 % des valeurs des Dc.

Les stations Rh28, Rh24 et Kb14 présentent aussi des Dc qui dépassent légèrement le seuil maximal de la 2^{ème} classe et enregistrent respectivement des valeurs de l'ordre de 12,63, 12,46 et 12,04. Les Dc enregistrés au niveau des stations Rh24 et Rh28 témoignent d'une contamination induite principalement par le cadmium et le plomb. Ces derniers représentent respectivement 59 % et 27 % des valeurs des Dc. Contrairement à ces deux stations, le Dc enregistré au niveau de la station Kb14, bien qu'il soit dans le même intervalle, indique un enrichissement par le cadmium tel que le zinc qui contribue respectivement avec 47 % et 20 % de la valeur du Dc.

La contamination de ces stations serait la conséquence du double effet des rejets du réseau urbain, des différentes agglomérations, qui s'y déversent sans traitement préalable (*cf. chapitre II*).

Notons aussi, que les teneurs élevées en cadmium, en cuivre et en zinc indiquent sans équivoque une contamination d'origine agricole due principalement aux eaux de ruissellement des sols agricoles localisés sur les bordures des cours d'eau ; le cadmium, le cuivre et le zinc

sont souvent utilisés sous forme de pesticides ou d'engrais en agriculture notamment les engrais phosphatés riches en cadmium.

c. L'indice de pollution sédimentaire (IPS) :

Le calcul du facteur d'enrichissement et du degré de contamination permet d'obtenir des informations sur la contamination des sédiments mais ne prend pas en compte la notion de toxicité liée à chaque métal. Ainsi, Rubio et al. (2000) ont introduit l'indice de pollution sédimentaire. L'approche regroupe plusieurs ETM : Cr, Zn, Ni, Cu, Pb et Cd. L'indice se définit comme une somme linéaire de FC et prend en compte la toxicité relative des ETM par un facteur pondérateur (W). Il s'agit du poids de chaque métal qui est fonction de sa toxicité relative. Un poids de 1 est assigné au Cr et Zn car ils sont les moins toxiques ; Ni et Cu se voient affecter la valeur 2 ; Pb la valeur 5 et Cd la valeur 300 (Singh et al. 2002 ; Rubio et al. 2000). L'IPS est calculé selon la formule suivante :

$$IPS_x = \left(\frac{\sum FC_x * W_x}{\sum W_t} \right)$$

où :

- ✓ *IPS* : indice de pollution sédimentaire,
- ✓ *FC_x* : facteur de contamination pour un métal donné,
- ✓ *W_x* : poids affecté au métal considéré,
- ✓ *W_t* : $\sum W_x$

L'IPS s'accompagne de cinq classes renseignant sur le niveau de pollution des sédiments. Ces dernières s'échelonnent entre un ($0 \leq IPS < 2$) caractérisant un sédiment sain et un ($IPS \geq 20$) caractérisant un sédiment dangereux (tab. 40).

Tableau 40 : Classes de contamination de l'IPS (Singh et al. 2002)

Classes	Gamme des valeurs de l'IPS	Qualité du sédiment
0	$0 \leq IPS < 2$	Sédiment sain
1	$2 \leq IPS < 5$	Sédiment faiblement pollué
2	$5 \leq IPS < 10$	Sédiment moyennement pollué
3	$10 \leq IPS < 20$	Sédiment très pollué
4	$20 \leq IPS$	Sédiment dangereux

Les indices de pollution sédimentaire calculés pour les 37 sites pendant les 4 campagnes de prélèvements sont représentés sous forme d'histogramme dans la figure 53. Les seuils des classes des IPS (classes 1, 2 et 3) sont indiqués sur le graphique.

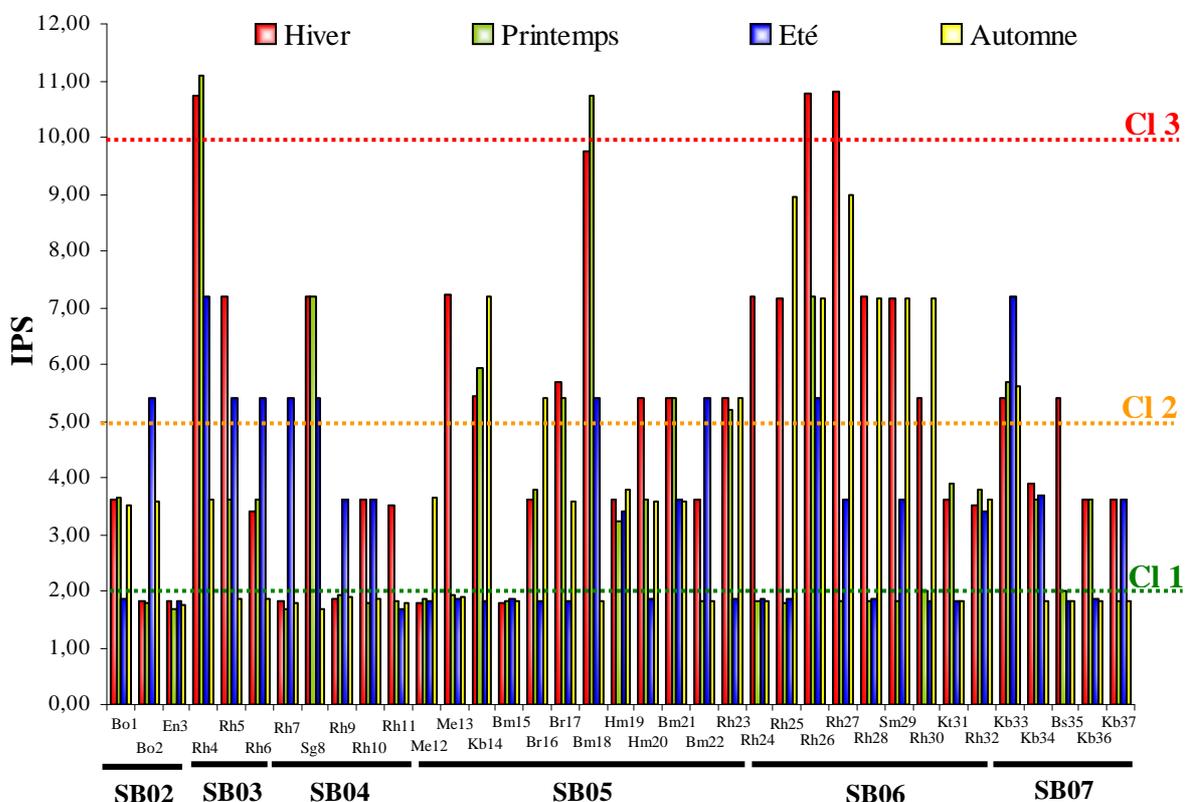


Figure 53 : Indice de pollution sédimentaire des 37 sites pendant les 4 campagnes de prélèvement.

La valeur de l'indice de pollution sédimentaire des 37 sites pendant les 4 campagnes de prélèvements est en moyenne égale à 3,93 avec un maximum (11,1) enregistré pour l'échantillon prélevé au printemps au niveau de la station (Rh4) et un minimum enregistré en automne pour l'échantillon prélevé au niveau de la station (Bm15).

Sur le plan individuel et en se basant sur les classes de qualité du sédiment données dans le tableau 39, il apparaît que 41 % des échantillons peuvent être considérés comme étant sains ; les IPS étant compris entre 0 et 2. Quarante échantillons sur un total de 148 présentent des IPS compris entre 2 et 5, selon les classes de contamination définies par Singh et al. (2002), ces derniers sont considérés comme faiblement contaminés. Les autres échantillons se répartissent entre la classe 2 (moyennement pollués) et la classe 3 (très pollués). En effet, 28 % des échantillons ont des IPS compris entre 5 et 10 caractérisant des sédiments moyennement pollués et 4 % ont des IPS compris entre 10 et 20 caractérisant des sédiments

très pollués. Cette dernière catégorie concerne les sédiments prélevés au niveau des stations Rh4 (hiver et printemps), Bm18 (hiver et printemps), Rh26 (hiver) et Rh27 (hiver). Cette valeur critique est principalement due au cadmium qui représente 99,62 % de cette valeur pour les stations sus-cités. Notons qu'aucun sédiment n'est dangereux ; tous les IPS étant inférieurs à 20 (classe 4).

III.2.7.3. Evaluation de la qualité des sédiments sur la base des critères de la SEQ-eau.

Un autre moyen d'évaluation de la qualité des sédiments est le SEQ-Eau (tab. 41).

A partir du tableau précédant, des cartes de qualité et de la contamination des sédiments par les ETM ont pu être établies. Ces cartes permettent de réaliser une typologie de la contamination métallique des sédiments au niveau du bassin versant Kebir Rhumel. Les points représentés sur les cartes tiennent compte de la valeur médiane du métal mesurée pendant les quatre campagnes de prélèvements. La couleur donnée à la station est celle de la classe de qualité (tab. 41).

Tableau 41 : Classes de qualité des sédiments selon les critères de la SEQ-Eau.

Micropolluants	Classes de qualité			
	Très bonne	Bonne	Moyenne	Mauvaise
Cadmium (µg/g)	≤ 0,1	0,1-1	1-5	> 5
Chrome (µg/g)	≤ 4,3	4,3-43	43-110	> 110
Cobalt (µg/g)	-	-	-	-
Cuivre (µg/g)	≤ 3,1	3,1-31	31-140	> 140
Manganèse (µg/g)	-	-	-	-
Nickel (µg/g)	≤ 2,2	2,2-22	22-48	> 48
Plomb (µg/g)	≤ 3,5	3,5-35	35-120	> 120
Zinc (µg/g)	≤ 12	12-120	120-460	> 460

Globalement, il apparaît que certains sous bassins, cours d'eau et/ou stations sont beaucoup plus pollués que d'autres. Notons aussi, que quand il y a contamination des sédiments par un métal, il n'est généralement pas seul, d'autres ETM l'accompagnent. Les sédiments les plus contaminés se situent au niveau des sous bassins les plus anthropisés. Cette contamination concerne 6 éléments sur 8 étudiés ; le cadmium, le chrome, le cuivre, le nickel, le plomb et le zinc. Notons aussi, que toutes les stations sont contaminées par au moins un métal et qu'aucune station n'apparaît en très bonne qualité.

Ainsi pour le cadmium, il apparaît que toutes les stations étudiées ont une valeur supérieure au bruit de fond naturel et 65 % ont au moins une valeur supérieure à $1 \mu\text{g/g}$ (seuil jaune du SEQ-Eau). La classe de qualité moyenne est prédominante (fig. 54). Seules 13 stations sur 37 étudiées sont d'une bonne qualité. Les sous bassins les plus contaminés sont le 10-03, 10-05 et 10-06 dans lesquels on retrouve respectivement 100 %, 84 % et 80 % de stations avec un sédiment de qualité moyenne. Le reste des sous bassins est plus faiblement contaminés par les ETM.

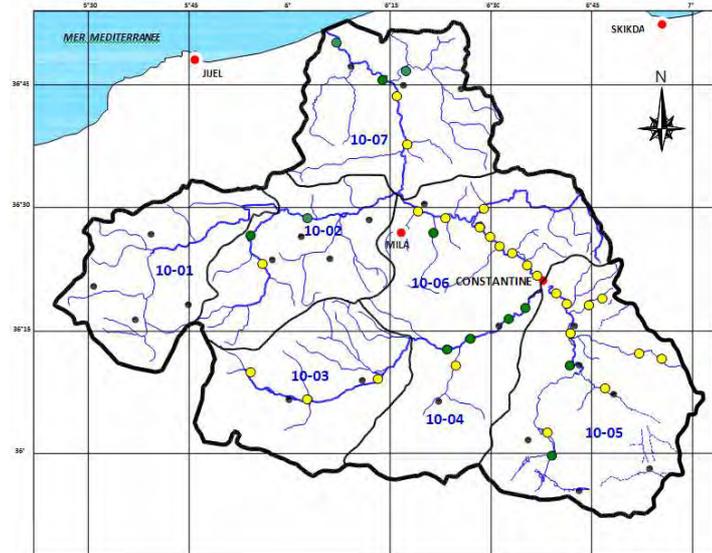


Figure 54 : Cartographie de la distribution spatiale du cadmium dans les sédiments du bassin versant Kebir Rhumel

Pour le chrome, le bruit de fond est dépassé dans une seule station. Néanmoins, 19 stations sur 37 étudiées ont au moins une valeur comprise entre $43 - 110 \mu\text{g/g}$ (seuil jaune du SEQ-Eau) et sont donc d'une qualité moyenne. Seules 17 stations sont d'une bonne qualité et une station est d'une qualité mauvaise (seuil rouge du SEQ-Eau), (fig. 55). Les stations les plus perturbées sont celles situées au niveau des sous bassin (10-05, 10-06 et 10-07). Parmi elles, on observe le pic important du chrome enregistré au niveau de la station (Kb34) située en aval de la tannerie d'El Milia.

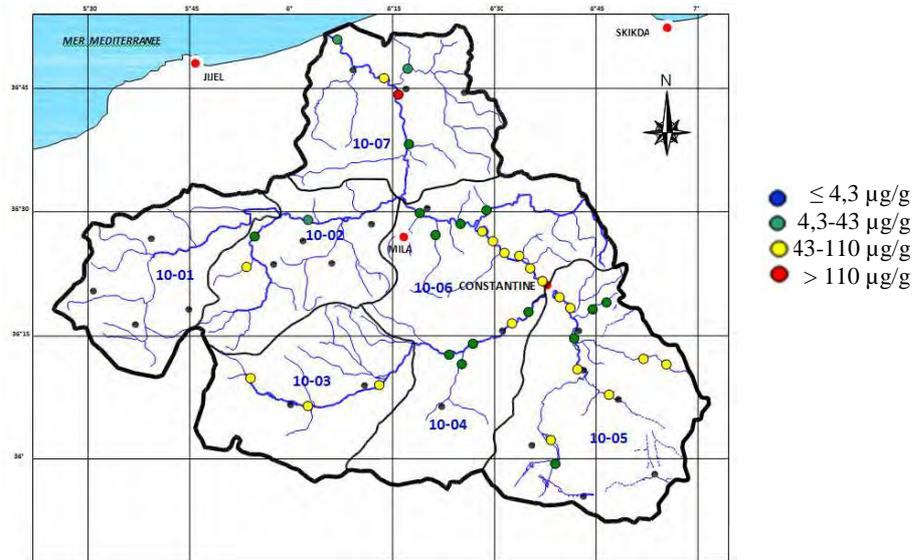


Figure 55 : Cartographie de la distribution spatiale du chrome dans les sédiments du bassin versant Kebir Rhumel.

La situation semble être plus préoccupante pour le cuivre si on se base sur le SEQ-Eau. En effet, 31 stations sur 37 étudiées sont d’une qualité moyenne (soit 84 % des échantillons), seules 5 stations localisées sur le sous bassin 10-05 sont d’une bonne qualité. Néanmoins, le bruit de fond n’est dépassé que dans 29% des échantillons. Notons aussi, qu’un pic est enregistré au niveau de la station (Me13) du sous bassin 10-05. Cette dernière est d’une qualité mauvaise ; le seuil rouge du SEQ-Eau étant dépassé (140 µg/g), (fig. 56).

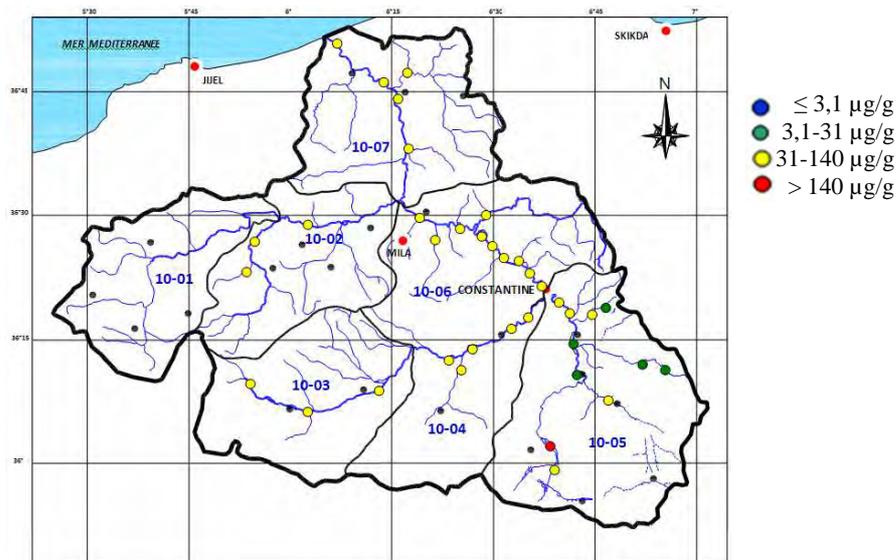


Figure 56 : Cartographie de la distribution spatiale du cuivre dans les sédiments du bassin versant Kebir Rhumel.

Pour le nickel, toutes les valeurs enregistrées sont inférieures au bruit de fond naturel. La classe de bonne qualité est dominante (fig. 57). On remarque une diminution du nombre de stations de qualité moyenne (7 sur 37) en faveur de la classe de bonne qualité (30 sur 37). Les valeurs sont inférieures au seuil jaune du SEQ-Eau. Seul le sous bassin 10-05 est concerné par cette classe de qualité moyenne.

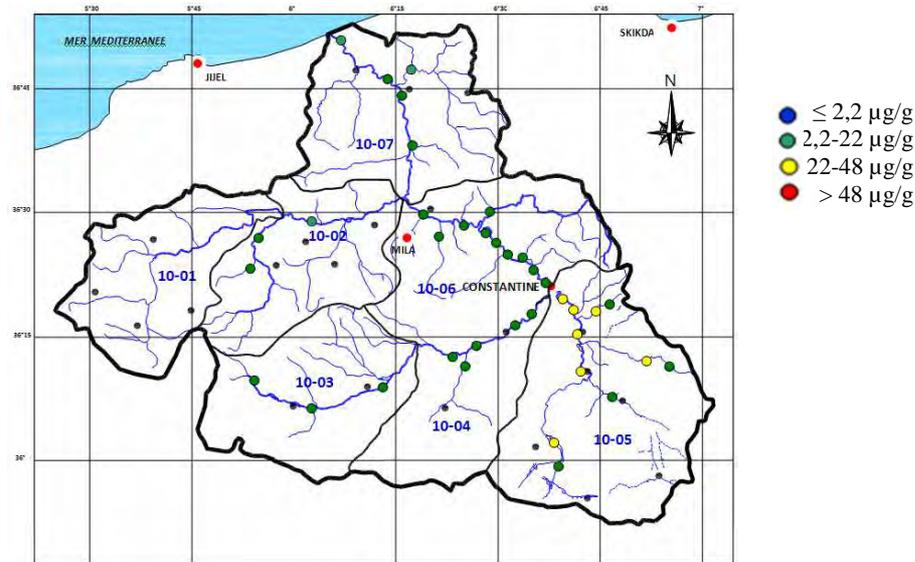


Figure 57 : Cartographie de la distribution spatiale du nickel dans les sédiments du bassin versant Kebir Rhumel

Pour le plomb, 99 % des stations ont au moins une valeur supérieure au bruit de fond. La qualité moyenne est à nouveau présente pour 35 stations sur 37 étudiées ; le seuil vert du SEQ étant dépassé pour ces stations (fig. 58). On remarque donc une augmentation du nombre de stations de qualité moyenne au détriment de celles de bonne qualité. Une seule station localisée sur le sous bassin 10-02 est d'une bonne qualité. Notons aussi, un pic extrêmement important au niveau du sous bassin 10-05. Il s'agit de la station (Me13) dont les eaux reçoivent les eaux usées d'origine industrielle et urbaine de la commune d'Ain M'lila notamment ceux du CCS. Cette station est d'une qualité mauvaise ; le seuil rouge du SEQ-Eau est dépassé.

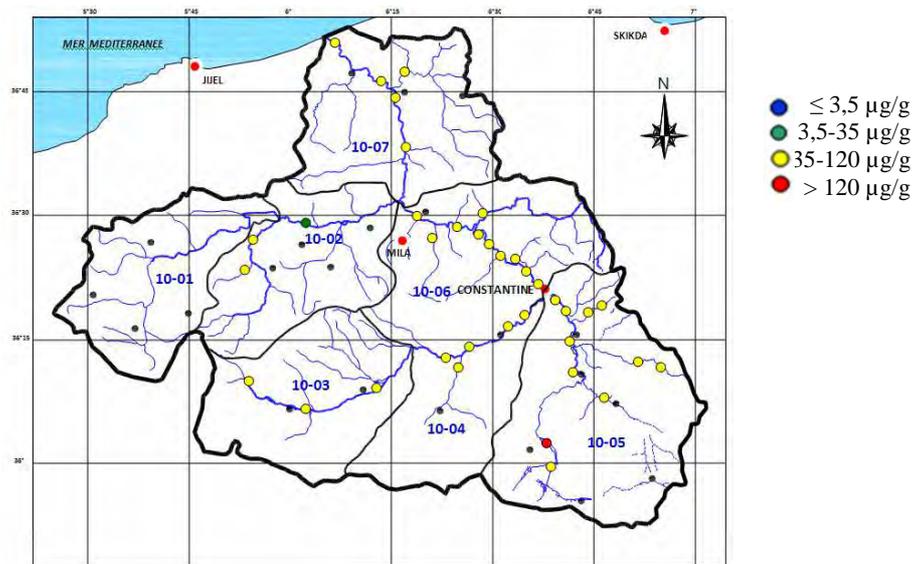


Figure 58 : Cartographie de la distribution spatiale du plomb dans les sédiments du bassin versant Kebir Rhumel

Le bruit de fond est dépassé pour 10 % des échantillons prélevés dans le cas du zinc. Cependant, les valeurs enregistrées atteignent le seuil jaune du SEQ-Eau dans 26 stations sur 37 étudiées ; la qualité étant moyenne (fig. 59). Notons aussi, qu’aucune station n’est d’une qualité mauvaise et que les 11 stations restantes sont d’une bonne qualité ; les valeurs sont comprises entre 15 - 120 µg/g (seuil vert du SEQ-Eau). A l’exception du sous bassin 10-07, tous les autres sous bassins sont concernés par cette qualité.

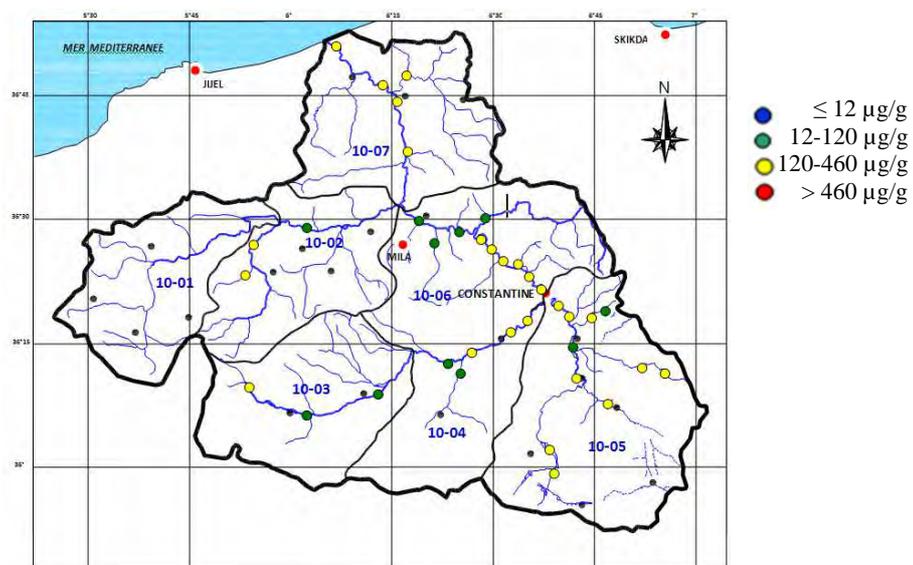


Figure 59 : Cartographie de la distribution spatiale du zinc dans les sédiments du bassin versant Kebir Rhumel.

III.2.7.4. Evaluation de la qualité des sédiments sur la base des critères de toxicité

Les "SQGs" (*Sediment Quality Guidelines*) sont parmi les nombreux critères d'évaluation de la qualité et de la toxicité des sédiments. Les premiers seuils de toxicité ont été développés par Long et Morgan (1990), suite à de nombreuses études sur la baie du Puget Sound (USA). A partir des niveaux de contamination des sédiments, des résultats des bio-essais et d'études de la structure des communautés benthiques, ils ont défini des seuils de qualité pour de nombreux contaminants (AET : Apparent Effect Threshold, concentrations les plus fortes pour lesquelles aucun effet biologique n'est observé). Plus tard, ces valeurs ont évolué en seuils ERL/ERM (Effect Range Low et Effect Range Medium) définis par Long et al. (1995) et en seuils TEL/PEL (Threshold Effect Level et Probable Effect Level) définis par MacDonalds et al. (1996). MacDonald et al. (2000) à leur tour ont dérivé de nouveaux critères à partir d'au moins trois critères SQGs disponibles (dont les seuils ERL/ERM et TEL/PEL) pour l'évaluation de la qualité de sédiments d'eau douce ; il s'agit des seuils TEC (Threshold Effect Concentration) et PEC (Probable Effect Concentration) donné dans le tableau 42 et utilisé dans la présente étude.

Ces seuils ou critères de toxicité ont été obtenus de manière empirique ; ils résultent du traitement statistique de données d'effets biologiques observés *in situ*, au laboratoire ou *via* la modélisation sur des espèces benthiques marines ou estuariennes, couplés à la physicochimie des sédiments.

Afin d'évaluer la toxicité potentielle des sédiments du bassin versant Kebir Rhumel, les concentrations médianes en ETM (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) ont été confrontées aux seuils TEC/PEC validés vis à vis de la sensibilité des espèces d'eau douce par MacDonald et al. (2000), (tab. 42). Trois plages sont définies en fonction de la concentration des contaminants dans les sédiments :

- Plage des concentrations les plus faibles produisant un effet, à l'intérieur de laquelle des effets néfastes sont rarement observés ; il s'agit des concentrations inférieures au TEC produisant des effets néfastes dans moins de 25 % des cas ;
- Plage des effets possibles, à l'intérieur de laquelle des effets néfastes sont occasionnellement observés ; il s'agit des valeurs qui se situent entre TEC et PEC ;
- Plage des effets probables, à l'intérieur de laquelle des effets biologiques néfastes sont fréquemment observés ; il s'agit des concentrations supérieures au PEC produisant des effets néfastes dans plus de 50 % des cas.

Tableau 42 : Teneurs médianes en ETM comparées au TEC et PEC-CBSQG et pourcentage d'effets biologiques (MacDonald and al. 2000).

Elements	TEC ($\mu\text{g/g}$)	PEC ($\mu\text{g/g}$)	Médiane ($\mu\text{g/g}$) (présente étude) (n=148)	% de valeurs < TEC (n=148)	% de valeurs > TEC et < PEC (n=148)	% de valeurs > PEC (n=148)
Cd	0,99	4,98	1,11	59	41	0
Co	-	-	11,7	-	-	-
Cr	43,4	111	43,4	50	48	2
Cu	31,6	149	40,3	28	70	2
Mn	-	-	250,9	-	-	-
Ni	22,7	48,6	20	28	72	0
Pb	35,8	128	66,7	9	84	7
Zn	121	459	120,7	49	47	4

TEC (Threshold Effect Concentration) et PEC (Probable Effect Concentration) pour *Hyalella Azteca*-28 days.

Les figures (60, 61, 62, 63, 64, 65) illustrent la répartition spatiale des teneurs médianes en ETM dans les sédiments des 37 sites d'étude. La concentration produisant rarement des effets (TEC) et la concentration produisant fréquemment des effets (PEC) sont indiquées sur les graphiques pour chaque élément. L'examen de ces figures permet de constater ce qui suit :

Les concentrations médianes en cadmium dans les sédiments du bassin versant Kebir Rhumel sont inférieures au TEC dans 59 % des cas (tab. 42 et fig. 60). Même si ces concentrations sont supérieures au bruit de fond géochimique, leurs effets sur la faune benthique sont sensés être rares. Quarante et un pourcent des échantillons ont des teneurs en cadmium comprises entre TEC et PEC pouvant ainsi produire des effets occasionnels sur les communautés benthiques. Notons qu'aucune concentration ne dépasse le seuil PEC susceptible d'entraîner des nuisances fréquentes chez la faune benthique.

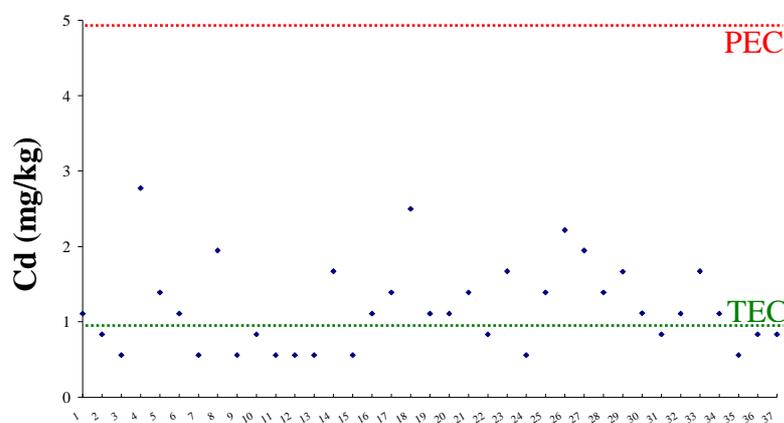


Figure 60 : Teneurs en cadmium des 37 sites au regard des seuils de toxicité.

Les concentrations médianes en plomb dans les sédiments du bassin versant Kebir Rhumel sont toutes supérieures à la valeur guide TEC pouvant induire occasionnellement des effets sur la faune benthique (fig. 61). Notons par contre que sur le plan individuel, 9 % des concentrations en plomb sont inférieures au TEC, 84 % sont comprises entre PEC et TEC, et 7 % sont supérieures au PEL (tab. 41). Les sédiments pour lesquels les teneurs en plomb présentent des effets fréquents ($>$ PEC) sont ceux des stations localisées sur l'oued Rhumel en aval de la ville de Constantine, il s'agit des stations (Rh24, Rh26, Rh27 et Rh28).

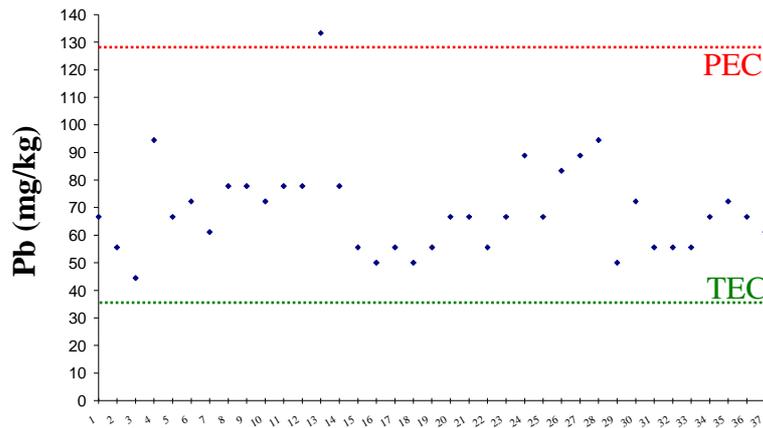


Figure 61 : Teneurs en plomb des 37 sites au regard des seuils de toxicité.

Les concentrations médianes en cuivre dans les sédiments du bassin versant Kebir Rhumel sont majoritairement comprises entre le TEC et le PEC (fig. 62). Sur le plan individuel, 28 % des échantillons ont des teneurs en cuivre en-deçà du TEC, 70 % sont compris dans l'intervalle TEC-PEC et 2 % au-delà du PEC. Les sédiments pouvant induire un effet probable sont ceux de la station (Me13) localisée sur l'oued El Melah en aval de la commune d'Ain M'lila.

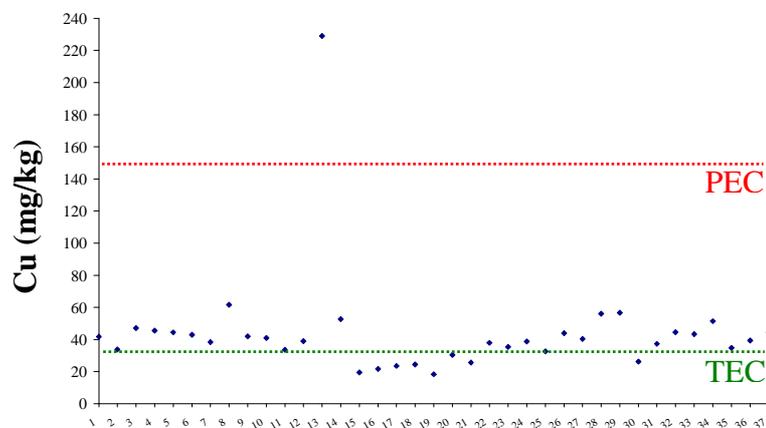


Figure 62 : Teneurs en cuivre des 37 sites au regard des seuils de toxicité.

Pour le chrome, 50 % des valeurs individuelles déterminées sont en-deçà du TEC provoquant ainsi rarement des effets néfastes sur la faune benthique, 48% des échantillons peuvent induire occasionnellement des effets sur la faune benthique ; les concentrations étant comprises dans l'intervalle TEC-PEC (fig. 63). Seules les valeurs extrêmes enregistrées au niveau de la station Kb34 en aval de la tannerie d'El Milia sont supérieures au PEC. Les effets sur la faune benthique au niveau de cette dernière peuvent être fréquents.

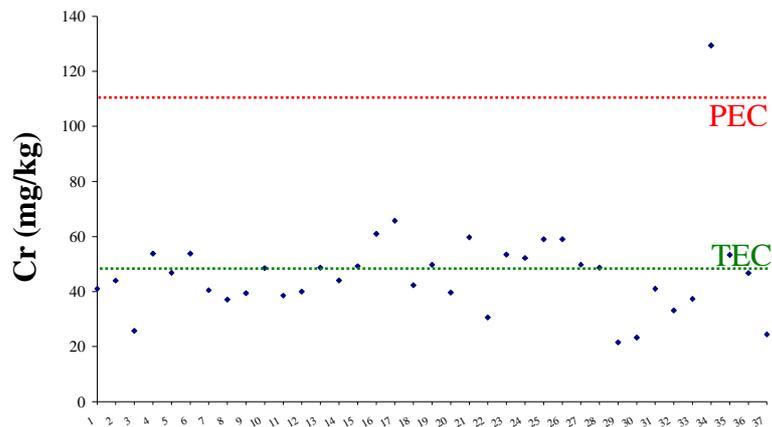


Figure 63 : Teneurs en chrome des 37 sites au regard des seuils de toxicité.

Les teneurs en zinc présentent un effet fortement probable pour la faune benthique dans 4% des cas (fig. 64). Il s'agit des échantillons prélevés au niveau des stations (Kb14) et (Bm15). Le pourcentage des échantillons qui peuvent occasionnellement induire des effets sur la faune benthique est de l'ordre de 47 % et ceux qui sont sensés présenter rarement des effets sont de l'ordre de 49 %.

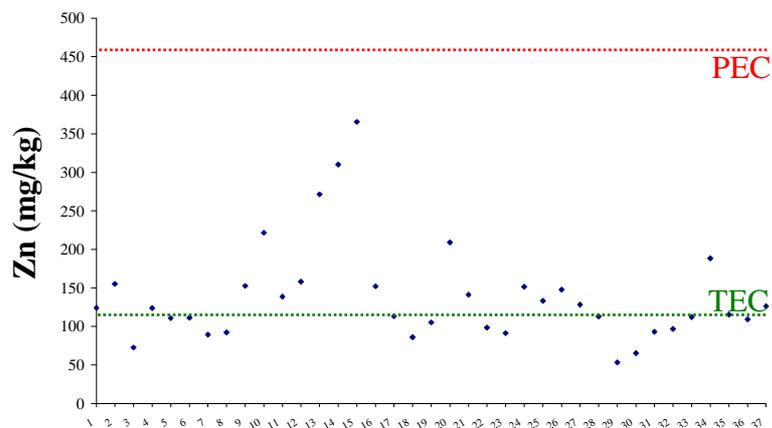


Figure 64 : Teneurs en zinc des 37 sites au regard des seuils de toxicité.

Aucune teneur individuelle en nickel ne dépasse le seuil PEC au-delà duquel les effets sur la faune benthique sont fortement probables (fig. 65). Soixante douze pour cent des échantillons ont des teneurs comprises dans l'intervalle TEC-PEC alors que 28 % ont des teneurs inférieures au TEC.

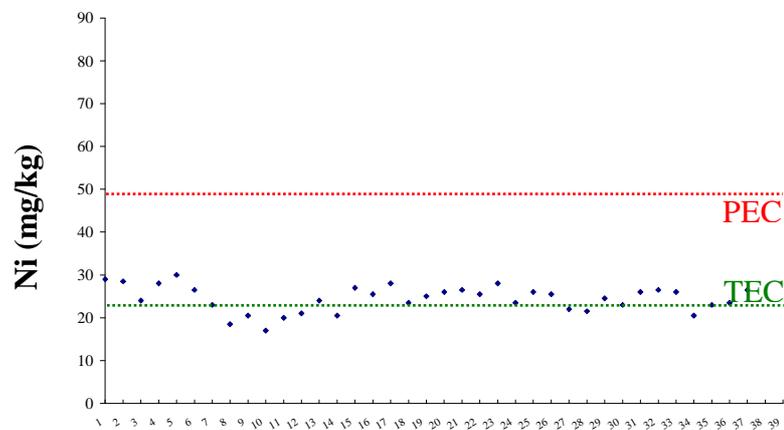


Figure 65 : Teneurs en nickel des 37 sites au regard des seuils de toxicité.

Par ailleurs et afin d'intégrer les effets de mélanges de contaminants, Long et al. (1998) et MacDonald et al. (2000) ont proposé de simplifier et standardiser ces seuils par le calcul de coefficients (QERL/QTEC et QERM/QPEC). Ainsi, pour chaque ETM, le rapport concentration dans les sédiments sur PEL est déterminé. Le PEC est utilisé pour les analyses plutôt que le TEC, la toxicité des sédiments étant le plus souvent observée à des valeurs proches du PEC. Dans le cas de matrices pluri-contaminées, un quotient moyen Q_m est établi :

$$Q_m = \sum \left(\frac{C_i}{PEC_i} \right) / n$$

où :

- ✓ Q_m : quotient moyen,
- ✓ C_i : concentration mesurée pour un élément i ,
- ✓ PEC_i : Probable Effect Concentration pour un élément i ,
- ✓ n : nombre de quotients calculés,

Cette standardisation permet une utilisation plus facile de ces critères et une meilleure comparaison puisque les seuils prennent en compte les effets dus au mélange de contaminants ainsi que de nombreuses caractéristiques du sédiment. Cette hypothèse a également

été vérifiée par Long et al. (1998, 2000) et Ingersoll et al. (2000) qui ont confirmé la capacité de ces seuils à prédire la toxicité des sédiments, ainsi que la possibilité de les appliquer dans de nombreuses régions. Les capacités de prédiction de ces PEC et de ces quotients ont été étudiées sur deux bases de données constituées de 347 sédiments par MacDonald et al. (2000) et 1657 sédiments par Ingersoll et al. (2001). Ces derniers ont abouti à la conclusion que des sédiments caractérisés par un $Q_m < 0,10$ (niveau 1) sont non toxiques, alors que les sédiments pour lesquels le $Q_m > 0,50$ (niveau 2) sont potentiellement toxiques.

Les résultats des Q_m pour chaque point de prélèvements sont représentés sous forme d'histogramme dans la figure 66.

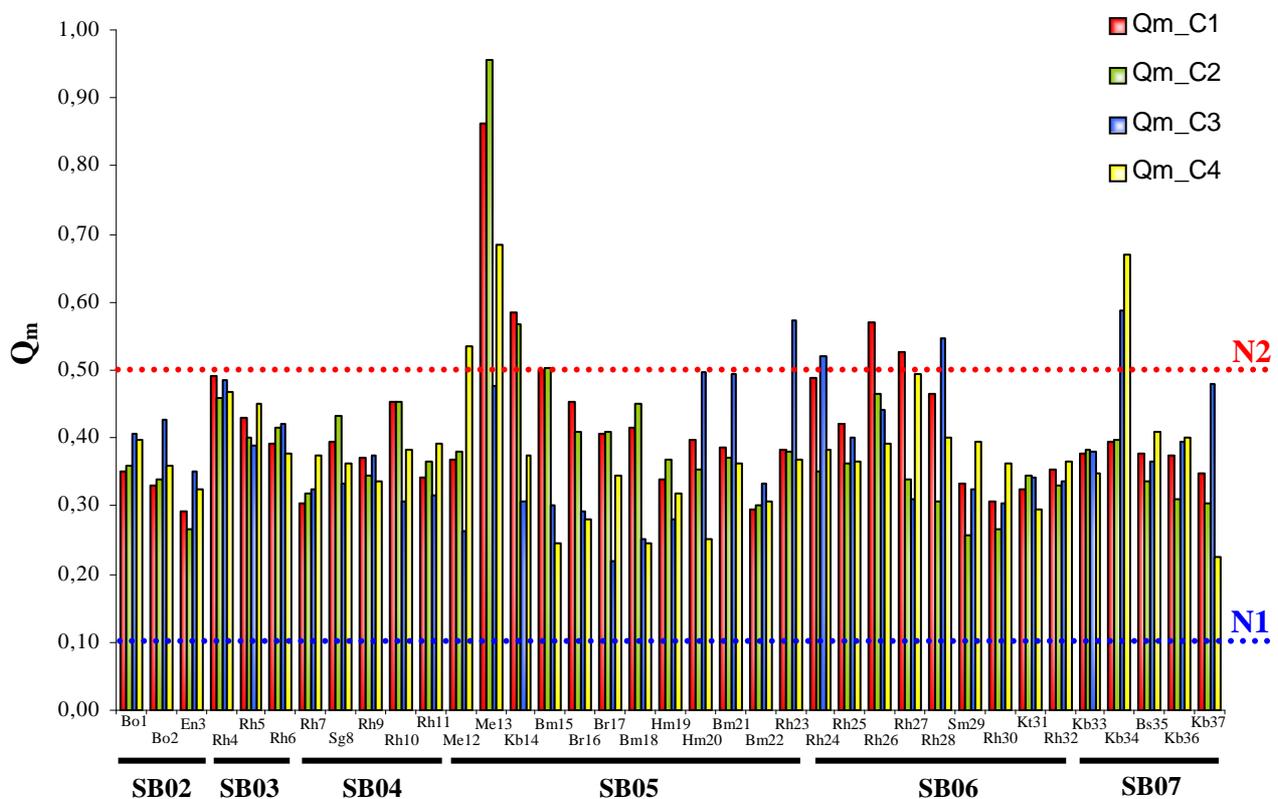


Figure 66 : Quotients moyens des 37 sites pendant les quatre campagnes de prélèvements.

Au regard des quotients Q_m représentés dans la figure 66, aucun sédiment ne peut être considéré comme non toxique ; les Q_m sont tous supérieurs à 0,1 et ceci quelque soit la campagne de prélèvements. Les sédiments de la station "Me13" prélevés en hiver, printemps et automne, des stations Kb14 et Kb15 prélevés en hiver et au printemps, de la station Hm20 prélevés en été, des stations Rh23 et Rh24 prélevés en été, des stations Rh26 et Rh27 prélevés en hiver, de la station Rh28 prélevés en été et de la station Kb34 prélevés en été et en automne, sont définis comme potentiellement toxiques pour

les organismes constituant les écosystèmes aquatiques étudiés. En effet, les Q_m calculés pour ces stations sont supérieurs à 0,5. Pour cet ensemble, le Q_m le plus élevé (0,96) a été enregistré au niveau de la station "Me13" alors que le plus faible (0,51) a été enregistré au niveau de la station "Bm15".

La toxicité des sédiments des autres stations n'est pas certaine, les quotients sont compris entre 0,10 et 0,50 et sont très proches de ce seuil supérieur, ils ne sont toutefois pas définis comme non toxiques. Pour cette série de station, le Q_m le plus faible (0,22) a été enregistré au niveau de la station Br14 alors que le plus élevé (0,49) a été enregistré pour les stations Rh4, Bm21, Rh24 et Rh27.

Globalement, il apparaît que l'évaluation de la qualité écotoxicologique des sédiments repose sur une approche prédictive basée sur des critères empiriques ou encore *biostatistiques* (Babut et Perrodin, 2001). Elle permet de discerner les échantillons pour lesquels le risque toxique est élevé de ceux à risque nul. Cependant, et comme recommandé par les différents auteurs, les SQG doivent être appliqués avec précaution puisque se ne sont pas des prédicteurs parfaits de toxicité ; il est préférable qu'ils soient complétés de surveillance biologique *in situ* et/ou de biotests de toxicité notamment pour les valeurs intermédiaires ($>$ TEC et $<$ PEC), (Long et al. 1998). En effet, les sédiments dont les teneurs en contaminants varient entre le TEC et le PEC doivent faire l'objet d'études approfondies afin de démontrer leur innocuité ; ceci est le cas pour un grand nombre de nos échantillons quelque soit le métal. Cependant, les sédiments dont les contaminants excèdent les PEC doivent être traités ou confinés, et une restauration du milieu doit alors être envisagée notamment au niveau des stations pour lesquelles les teneurs en plomb (Rh24, Rh26, Rh27, Rh28), en cuivre (Me13) et en chrome (Kb34) sont problématiques.

III.3. Interactions entre la physico-chimie du milieu et les teneurs en ETM des sédiments et interactions ETM-ETM

Afin de faire ressortir les différentes relations qui pourraient exister entre les paramètres physico-chimiques du milieu et les teneurs en ETM des sédiments, nous avons effectués des corrélations, des régressions linéaires simples et multiples par sélection de variables, d'une part entre les paramètres physico-chimiques et les ETM et d'autre part entre les différents ETM mesurés. Notons que les corrélations entre les paramètres physico-chimiques et ETM, et les corrélations entre les ETM ont été effectuées pour les 4 campagnes

combinées (tab. 43, tab. 46) et pour chacune des campagnes séparément (tab. 44a, tab. 44b, tab. 44c, tab. 44d, tab. 47a, tab. 47b, tab. 47c, tab. 47d).

III.3.1. Interaction entre la physico-chimie du milieu et les teneurs en ETM des sédiments

L'action des paramètres physico-chimiques est probablement à l'origine des distributions spatiales des teneurs en ETM des sédiments. En effet, les corrélations entre la physico-chimie du milieu et les ETM permettent d'établir l'origine des éléments concernés et d'apprécier la représentativité des analyses. Ainsi, les corrélations entre les différents paramètres sont recherchées pour identifier l'influence de la physicochimie de l'eau et des sédiments sur les concentrations en ETM (spéciation, rétention par attraction électrostatique et complexation, etc.). Plusieurs études ont montré que la distribution des ETM liés aux sédiments dans une rivière peut être affectée par la source et la forme des apports (Bradley et Cox, 1986), les apports des sédiments à partir des affluents (Bradley et Cox, 1986 ; Leenaers et al. 1988), la teneur en matière organique des sédiments (Elliot et al. 1986) et la composition minéralogique du sédiment (Ziper et al. 1988), les caractéristiques physico-chimiques de la rivière (Geesey et al. 1984), la nature et la granulométrie du sédiment (Tessier et al. 1980, 1982). Il est fréquent de rencontrer de bonnes corrélations entre la matière organique et Cr, Ni, As, Fe, Al et Mn ainsi qu'entre les particules fines et Cr, As, Fe, Al et Mn (Carpentier et al. 2002a,b). Ce genre de corrélations renseigne sur la capacité du système à capturer les ETM dans la matière organique ou sur les sites récepteurs de la fraction fine.

Seules les corrélations significatives qui résument les relations entre la physicochimie du milieu et les teneurs en éléments traces métalliques sont données dans le tableau 43.

Tableau 43 : Matrice de corrélations entre paramètres physicochimiques du milieu et les ETM des sédiments des 4 campagnes
Les corrélations significatives à un niveau $p \leq 0.05$ sont non soulignées, celles à un niveau $p \leq 0.01$ sont soulignées, et celles à un niveau $p \leq 0.001$ sont doublement soulignées.

	Te	pHe	Cee	MES	pHs	Ces	CT	COT	PF	A	LT	ST
Cd	<u>-0,26</u>	-	-	<u>0,36</u>	<u>-0,21</u>	-	-	-	-	-	-	-
Pb	-	-	<u>0,29</u>	-	<u>-0,36</u>	-	0,17	0,17	<u>0,38</u>	-0,19	0,17	-
Cu	-	<u>-0,23</u>	<u>0,47</u>	-	-	<u>0,25</u>	-	<u>0,21</u>	<u>0,28</u>	-0,16	-	-
Zn	-0,16	-0,19	<u>0,21</u>	-	-0,17	-	-	-	<u>0,31</u>	-	-	-
Cr	-	-0,18	-	-	-	-	-	<u>0,23</u>	<u>0,31</u>	-	-	0,16
Ni	-	-	-0,18	-	-	-0,17	-	-0,19	-	-	-	-
Co	-	0,17	-	-	-	-	-	-	-	-	0,17	<u>-0,23</u>
Mn	-	-	0,19	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,18

L'examen de ce tableau nous montre que les ETM sont :

- Négativement corrélés au pH de l'eau et des sédiments excepté le cobalt,
- Positivement corrélés à la conductivité électrique de l'eau et des sédiments excepté le nickel,
- Non corrélés aux carbonates excepté le plomb,
- Positivement corrélés à la teneur en matière organique excepté le nickel,
- Positivement corrélés au limon (Pb, Co), négativement à l'argile (Pb, Cu) et au sable (Co, Mn).

Serpaud et al. (1994) ont montré qu'entre 10 °C et 30 °C, l'effet de la température sur la capacité d'adsorption des sédiments n'est pas très significatif. Par contre, ils ont remarqué une diminution de l'adsorption entre 30 °C et 40 °C, surtout dans le cas du Cu, Zn et Cd. Compte tenu du caractère exothermique des réactions de sorption, une augmentation de la température entraînerait une diminution de l'adsorption (Weber, 1972 cité par Serpaud et al. 1994). Les températures moyennes des eaux du bassin versant Kebir Rhumel sont aux alentours de 20 °C, donc considérées comme "très bonne" en terme de qualité pour la biologie aquatique. Ceci pourrait expliquer en partie les relations d'indépendance enregistrées entre la température de l'eau et la plupart des ETM des sédiments.

Le pH ne présente aucune corrélation positive avec les 8 ETM étudiés sauf avec le cobalt dont les concentrations reflètent le fond géochimique de la zone d'étude ; toutes les corrélations étant négatives aussi bien pour les 4 campagnes combinées (tab. 43) que pour celles séparées (tab. 44a, 44b, 44c, 44d). Le pH est l'un des paramètres clés du comportement des ETM en milieu aquatique. Il influe sur la partition entre la phase dissoute et particulaire et sur tous les paramètres qui en dépendent, à savoir la mobilité, la réactivité, la biodisponibilité, la bioaccumulation et la toxicité. En effet, l'augmentation du pH entraîne la formation de composés insolubles, et augmente la CEC du milieu. Au contraire, une diminution du pH entraîne la mise en solution des sels métalliques, la dissolution des phases de rétention, la désorption des cations et l'adsorption des anions. Pour les cations, la sorption est plus importante à pH élevé et diminue quand le pH diminue (Dzombak et Morel, 1990). Les eaux et les sédiments du bassin versant Kebir Rhumel ont des pH neutres à légèrement alcalins ; des conditions qui favorisent la sorption des ETM sur les particules en suspension, la formation de précipités et l'adsorption sur la fraction réductible des sédiments (oxydes de fer et de manganèse) (Meybeck et Thomas in Chapman, 1992).

Tableau 44 : Matrice de corrélations entre paramètres physicochimiques du milieu et les ETM des sédiments en fonction des saisons (a : hiver, b : printemps, c : été, d : automne).

Les corrélations significatives à un niveau $p \leq 0.05$ sont non soulignées, celles à un niveau $p \leq 0.01$ sont soulignées, et celles à un niveau $p \leq 0.001$ sont doublement soulignées.

	MES	pHs	CEs	CT	COT	PF	A	LT	ST
(a)									
Cd	<u>0,44</u>	-	-	-	-	0,39	-	-	-
Pb	-	-	<u>0,55</u>	-	-	<u>0,49</u>	-	-	-
Cu	-	-	0,38	-	0,38	0,35	-	-	-
Zn	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cr	-	-	<u>0,46</u>	-	-	<u>0,45</u>	-	-	-
Ni	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Co	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Mn	-	-0,33	-	-	-	-	-	-	-
(b)									
Cd	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Pb	-	-	0,41	-	0,38	<u>0,47</u>	-	-	-
Cu	-	-	0,39	-	0,37	0,38	-	-	-
Zn	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cr	-	-	<u>0,49</u>	-	-	<u>0,48</u>	-	-	-0,34
Ni	-	-	-	-	-	-	0,34	-	-
Co	-0,41	-	-	-	-	-	-	-	-
Mn	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,37
(c)									
Cd	0,33	-	-	-	-	-	-	-	-
Pb	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cu	-	-	-	-	-	0,34	-	-	-
Zn	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cr	-	-	-	-	-	-	-	<u>-0,47</u>	<u>0,54</u>
Ni	-	-0,33	-	-	-	-	-	-	-
Co	-	-	-	-0,35	-	-	-	0,37	-0,36
Mn	-	-	-	-	-	-	-	-	-
(d)									
Cd	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Pb	<u>0,44</u>	-0,38	-	-	-	0,39	-	-	-
Cu	-	<u>-0,50</u>	0,36	-0,33	-	<u>0,43</u>	-	-	-
Zn	-	<u>-0,56</u>	0,41	-	-	<u>0,62</u>	-	-	-
Cr	-	-	-	-	0,40	-	-	-	-
Ni	-	-	-0,36	-	-	-	-	-	-
Co	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Mn	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Excepté avec le cadmium (campagnes combinées) et plomb (campagnes isolées : automne), aucune relation nette entre la variabilité des MES et les teneurs en ETM n'a pu être mise en évidence. En effet, ce type de relation ne peut être appréhendé qu'au travers de séries temporelles de données journalières. La relation entre les teneurs en MES-Cd et MES-Pb pourrait indiquer une même source de contamination. Le rôle des MES dans le transport des ETM dans les cours d'eau est en général beaucoup plus important que celui de la phase dissoute (Martin et Meybeck, 1979 ; Walling et Fang, 2003). Il est connu que les MES représentent 90% du flux sédimentaire dans les rivières (Walling et Fang, 2003). Les MES jouent donc un rôle très important dans les cours d'eau en tant que vecteurs d'éléments car les ETM sont souvent contrôlés par les processus d'interaction entre la phase dissoute et la phase solide, comme l'adsorption, la complexation, ou la dissolution, processus contrôlés par le potentiel redox de surface (Stumm, 1992). Tout cela est particulièrement vrai dans des eaux naturelles à pH neutre ou alcalin, mais qui peut être très différent dans un contexte d'eaux acides (Schemel et al. 2000). Dans la présente étude, les concentrations les plus élevées en cadmium et en plomb ont été enregistrées pendant la saison des pluies voire début des pluies indiquant ainsi un enrichissement causé essentiellement par un apport de MES riches en cadmium et en plomb par les eaux de ruissellement. En effet, les eaux et les sédiments du bassin versant Kebir Rhumel ont un pH neutre à légèrement alcalin, ce qui favorise la sorption de cet élément sur les particules en suspension et la formation de précipités ; mécanismes qui éliminent efficacement le Cd de la tranche d'eau (Stephenson et Mackie, 1988). Cependant, il est sans lien net avec la granulométrie (A, LT, ST) ni la matière organique (MO/PF). Pourtant les teneurs en cadmium et en plomb dépassent le background pour la plupart des échantillons. Une explication éventuelle est que le cadmium et le plomb des sédiments du bassin versant Kebir Rhumel sont essentiellement d'origine humaine aléatoire et probablement ponctuelle et ne sont pas reliés à la capacité de rétention du sédiment (argile, matière organique). Ce n'est donc pas parce qu'un sédiment est argileux ou riche en carbone qu'il est contaminé ; les variabilités géographiques et anthropiques l'emporteraient sur la corrélation liée au comportement.

Des relations de dépendance positive semblent avoir lieu entre la conductivité électrique et les teneurs en ETM. Ces relations deviennent plus perceptibles lorsqu'on isole les saisons notamment dans le cas du plomb, du chrome, du cuivre et du zinc (tab. 44a, 44b, 44c, 44d). L'augmentation de la salinité entraîne la remobilisation des ETM sédimentaires par compétition des ions Mg et Ca vis à vis des autres ETM sur les sites de fixation (Förstner et Whitmann, 1979 ; Rasmussen et Andersen, 1999). Ceci pourrait expliquer les teneurs

élevées en ETM enregistrées au niveau de la station (Me13) caractérisée par une forte minéralisation.

Les carbonates constituent un groupe de minéraux regroupant 130 espèces, largement dominé en milieu aquatique par la calcite, la dolomite, la sidérite et la rhodocrosite (Sigg et al. 2006). Les carbonates jouent un rôle important dans les sédiments ; en plus de contrôler le pH et donc les processus d'adsorption/désorption, ils ont des surfaces considérées comme le siège de phénomène de sorption des ions métalliques (précipitation, adsorption), (Kribi, 2005). Une teneur élevée en carbonates rend le milieu alcalin favorable à la fixation des cations. En effet, la surface des carbonates favorise les phénomènes de rétention des ions métalliques tels que la précipitation, la co-précipitation, l'absorption et l'adsorption et par substitutions isomorphes dans le réseau cristallin comme par exemple Cd/Ca (Alloway, 1995). Cette grande affinité des carbonates vis-à-vis des ETM vient du fait que ces éléments possèdent des rayons ioniques proches du Ca. Une proximité ionique qui fait que ces éléments ont tendance à remplacer "Ca" dans les minéraux carbonatés notamment par le cadmium (McBride, 1980). Les teneurs importantes en carbonates enregistrées pour les sédiments du bassin versant Kebir Rhumel sont liées à la nature lithologique du lit du bassin. Une seule corrélation significative est enregistrée entre les teneurs en carbonates et les ETM des sédiments étudiés ; il s'agit d'une relation de dépendance avec le plomb dans le cas de la matrice relative aux données combinées des 4 campagnes qui devient non significative lorsque le traitement est effectué par campagne (tab. 44a, 44b, 44c, 44d).

Il existe une grande affinité entre la matière organique et les polluants métalliques (Lin et al. 1998). La réactivité des particules organiques est très importante dans les milieux aquatiques ; ces molécules sont stables, hétérogènes, polyfonctionnelles et variées puisqu'elles peuvent être à l'état colloïdal et/ou particulaire (Sposito, 1989). Les particules organiques interagissent avec les ions métalliques selon plusieurs mécanismes et peuvent former des complexes de grande stabilité. Les éléments métalliques sont retenus sous forme échangeable, ou à l'état de complexes dans lesquelles ils sont fixés plus fortement (Alloway, 1995). L'affinité de complexation des ETM par la matière organique suit l'ordre : $Cu > Cd > Fe > Pb > Ni > Co > Mn > Zn$ (Adriano et al. 2001). Ainsi, les corrélations positives entre la matière organique (MO/PF) et certains ETM enregistrées pour les sédiments du bassin versant Kebir Rhumel pourraient s'expliquer par la localisation de ces éléments sur cette fraction. A l'exception du Co et Mn dont l'origine est plutôt naturelle, les corrélations positives enregistrées entre un groupe d'éléments sensibles à la contamination formé par le

cadmium, le plomb, le chrome, le cuivre, et le zinc avec la matière organique pourraient refléter leurs origines communes dans les effluents urbains et/ou industriels.

L'un des principaux paramètres qui conditionne les mécanismes de sorption est la forme et la nature des particules qui constituent le sédiment et sur lesquelles peuvent se fixer les ETM. La réactivité des particules vis-à-vis des échanges solide-liquide est notamment liée à leur taille. En effet, la réactivité dépend avant tout de leur surface spécifique, qui est inversement proportionnelle à leur diamètre (Sigg et al. 2001). La fraction fine joue ainsi le rôle le plus important dans les réactions de sorption. Différents auteurs ont mis en évidence que le transfert des ETM pouvait se faire sous forme adsorbée sur des colloïdes qui sont présents en suspension dans la phase liquide (El Ganaoui, 2002 ; Lions, 2004). Ainsi, la mobilité de certains ETM serait étroitement liée à la mobilité des colloïdes et à leur capacité de rétention. Les particules colloïdales sont électronégatives et présentent une grande surface spécifique, ce qui leur confère une grande réactivité vis-à-vis des ETM (Citeau, 2004 ; Lions, 2004).

Les relations d'indépendance entre la fraction fine (argile/limon) des sédiments du bassin versant Kebir Rhumel et les ETM notamment ceux qui posent problème dans certaines stations (Cd, Zn, Cr, Ni) permettent de supposer que ces ETM ne sont pas spécifiquement localisés au sein de la fraction fine. Aucune corrélation positive n'a été enregistrée entre la fraction argileuse et les ETM étudiées dans le cas de la matrice des campagnes combinées ; le plomb et le cuivre lui sont liés négativement. Seuls le plomb et le cobalt ont présenté des corrélations significatives et positives avec le limon des sédiments qui deviennent non significatives lorsqu'on sépare les campagnes notamment pour le plomb. Seul le cobalt dont l'origine est plutôt naturelle conserve une bonne corrélation positive avec cette fraction durant la saison estivale (tab. 44a, 44b, 44c, 44d). Au bilan, l'argile ne serait spécifiquement associée à aucun élément contrairement au limon qui semble être spécifiquement porteur de plomb et de cobalt. Ces résultats concordent avec ceux de Vauléon et al. (2001) et ceux de Prokop et al. (2003) mais pas avec ceux de Carpentier et al. (2002a) qui ont mis en évidence une corrélation entre la teneur en argile et les teneurs en Cr, As, Fe, Al, Mn et Ni sur des sédiments frais de la Seine.

L'étude des corrélations multiples avec les paramètres physicochimiques donne des indications quant aux facteurs influant sur les charges en ETM des sédiments. Cette influence est illustrée par les équations de régression linéaire multiples données dans le tableau 45. Ces modèles statistiques n'ont aucun caractère général. Ils ne sont valables que là où ils ont

été établis. Ils résultent de l'analyse statistique de mesures et d'observations. Une approche dont l'objectif est de faire ressortir l'influence de l'ensemble des paramètres sélectionnés combinés sur les charges en ETM des sédiments et de développer des équations prédictives reliant ces charges aux caractéristiques physico-chimiques du milieu.

Tableau 45 : Equation de régressions linéaires multiples pour les charges en ETM des sédiments en fonction de la physico-chimie du milieu

	Equations	F	p	r²
Cd	$= 0,451 + 0,002.MES - 0,462.pH + 0,052.A + 0,040.LT + 0,043.ST$	7,44	<0,001	0,207
Pb	$= 219,11 - 22,67 pH + 0,42 CT + 2,34 PF$	15,00	<0,001	0,238
Cu	$= 470,71 - 4,903 A - 3,952 LT - 4,364 ST$	8,07	<0,001	0,144
Zn	$= 97,48 - 20,588 COT + 13,513 PF$	11,32	<0,001	0,135
Cr	$= 31,405 + 2,402 pF$	15,62	<0,001	0,097

L'examen du tableau 45 montre que les teneurs en cadmium des sédiments peuvent être influencées et prévisibles à partir des teneurs en MES et du taux des différentes fractions granulométriques (argile, limon et sable). Ainsi, une augmentation de ces derniers dans le sédiment avec une baisse du pH peut aboutir à une charge relativement élevée en cadmium. Les teneurs en plomb sont influencées et prévisibles par les taux en calcaire et en matière organique alors que les teneurs en zinc et en chrome le sont par le taux de matière organique dans le sédiment. Le cobalt est lié à la conductivité électrique des sédiments dans la régression avec l'ensemble des propriétés, et lorsque la CE est seule dans l'analyse, la liaison devient non significative. Notons qu'aucun des paramètres physico-chimiques étudiés ne permet de prédire les teneurs en nickel et en manganèse des sédiments. Ceci reste difficile à expliquer en terme mécaniste, mais il est possible que l'absence de corrélations ne soit qu'un artefact de la méthode des régressions multiples utilisée et ne soit pas significative sur le plan physico-chimique.

III.3.2. Interaction entre les ETM des sédiments

Les corrélations inter-élémentaires mettent en évidence une origine naturelle (crustale), comme par exemple le chrome et le fer, l'aluminium et le manganèse (Carpentier et al. 2002a,b), tandis que d'autres identifient les éventuelles co-contaminations systématiques d'origine anthropique, industrielle et/ou urbaine, tels que Cr avec Zn, Ni, Cu (Carpentier

et al. 2002a,b) ou encore Ni avec Zn et Cu ; Cu avec Zn, Cd et Pb ; Co avec Fe et Mn ; Zn avec Cd et Pb ou encore Cd avec Pb (Singh et al. 2000).

Les ETM peuvent être corrélés entre eux pour de multiples raisons : origines naturelles et/ou anthropiques communes, voies de transport identiques, distributions homogènes, comportements identiques vis-à-vis des processus physicochimiques, fractionnement similaire, influence de l'un sur l'autre, etc. Ces corrélations peuvent être observées sur les échantillons les moins contaminés jusqu'aux plus contaminés. Le tableau 46 résume les principales corrélations entre les 8 ETM étudiés pour les 4 campagnes combinées et les tableaux 47a, 47b, 47c et 47d résument celles des campagnes séparées.

Tableau 46 : Matrice de corrélations entre les ETM des sédiments des 4 campagnes.
Les corrélations significatives à un niveau $p \leq 0.05$ sont non soulignées, celles à un niveau $p \leq 0.01$ sont soulignées, et celles à un niveau $p \leq 0.001$ sont doublement soulignées.

	Cd	Pb	Cu	Zn	Cr	Ni	Co	Mn
Cd	1,00							
Pb	-	1,00						
Cu	-	<u>0,33</u>	1,00					
Zn	-	<u>0,26</u>	0,18	1,00				
Cr	-	-	-	-	1,00			
Ni	0,17	-0,19	-	-	-	1,00		
Co	-	-	-	-	-	-	1,00	
Mn	-	-0,16	-	-	-	-	<u>0,29</u>	1,00

Le tableau 46 montre des corrélations positives entre les éléments les plus sensibles à la contamination (Ni-Cd), (Pb-Cu), (Pb-Zn), (Cu-Zn). Ces corrélations deviennent plus fréquentes et plus significatives lorsqu'on sépare les saisons notamment durant les saisons des pluies (tab. 47a, tab. 47b, tab. 47c, tab. 47d). Les coefficients de corrélation significatifs entre les ETM soulèvent l'hypothèse d'une source de contamination commune, d'une distribution homogène, et/ou d'un comportement similaire de ces éléments vis-à-vis des processus physico-chimiques qui se déroulent dans le milieu. Cependant une différence de l'origine des apports de ces éléments traces en milieu aquatique n'est pas à exclure du fait de l'importance relative des sources naturelles et/ou anthropiques de chaque métal. Casas et al. (2003) ont mis en évidence un regroupement du Zn-Cd-Cu-Cr au sein de sédiments en place au fond d'un cours d'eau en Espagne. Carpentier et al. (2002a,b) ont eux trouvé un regroupement Cr-Zn-Ni-Cu-Fe-Al-Mn pour les sédiments en place au fond de la Seine. Ces regroupements différents peuvent s'expliquer par les origines variables des ETM notamment ceux provenant des industries à proximité.

Tableau 47 : Matrice de corrélations entre les ETM des sédiments en fonction des saisons
(a : hiver, b : printemps, c : été, d : automne)
Les corrélations significatives à un niveau $p \leq 0.05$ sont non soulignées, celles à un niveau $p \leq 0.01$ sont soulignées, et celles à un niveau $p \leq 0.001$ sont doublement soulignées.

(a)	Cd	Pb	Cu	Zn	Cr	Ni	Co	Mn
Cd	1,00							
Pb	<u>0,52</u>	1,00						
Cu	-	0,37	1,00					
Zn	-		-	1,00				
Cr	-		-	-	1,00			
Ni	-		-	-	-	1,00		
Co	-		-	-	0,33	0,35	1,00	
Mn	-		-	-	<u>0,46</u>	-	0,39	1,00

(b)	Cd	Pb	Cu	Zn	Cr	Ni	Co	Mn
Cd	1,00							
Pb	-	1,00						
Cu	-	<u>0,79</u>	1,00					
Zn	-	-	-	1,00				
Cr	-	-	-	-	1,00			
Ni	<u>0,49</u>	-	-	-	<u>0,48</u>	1,00		
Co	-	-	-	-	0,40	-	1,00	
Mn	-	-	-	-	<u>0,52</u>	-	<u>0,50</u>	1,00

(c)	Cd	Pb	Cu	Zn	Cr	Ni	Co	Mn
Cd	1,00							
Pb	-	1,00						
Cu	-	<u>0,64</u>	1,00					
Zn	-	<u>0,55</u>	<u>0,95</u>	1,00				
Cr	-	-	-	-	1,00			
Ni	-	-	-	-	-	1,00		
Co	-	-	-	-	-	-	1,00	
Mn	-	-	-	-	-	-	-	1,00

(d)	Cd	Pb	Cu	Zn	Cr	Ni	Co	Mn
Cd	1,00							
Pb	-	1,00						
Cu	-	-	1,00					
Zn	-	<u>0,44</u>	<u>0,72</u>	1,00				
Cr	-	-	-	-	1,00			
Ni	0,37	-	-	-	-	1,00		
Co	-	-	-	-	-	-	1,00	
Mn	-	<u>-0,48</u>	-	-	-	-	-	1,00

Par ailleurs, il apparaît que le manganèse présente une corrélation positive avec le cobalt notamment en hiver et au printemps (tab 47a et 47b). Ces deux éléments moins sensibles à la contamination semblent avoir une source différente de celle des autres éléments ; leur présence dans les sédiments du bassin versant Kebir Rhumel semble naturelle étant donné que leurs concentrations coïncident avec le background supposé de la zone d'étude.

L'étude des corrélations multiples entre les ETM donne des indications quant aux influences des ETM les uns sur les autres. Cette influence est illustrée par les équations de régression linéaire multiples données dans le tableau 48. Rappelons là aussi que ces modèles ne sont valables que là où ils ont été établis. Les résultats montrent que les teneurs en cadmium des sédiments peuvent être influencées et prévisibles à partir des teneurs en nickel. Les teneurs en plomb sont influencées par les teneurs en cuivre, zinc, nickel et manganèse. Le cuivre et le zinc sont influencés par les teneurs en plomb. Le nickel est influencé par le cadmium et le plomb. Le cobalt et le manganèse interagissent l'un sur l'autre alors que le chrome ne présente aucune liaison avec l'ensemble des éléments étudiés.

Tableau 48 : Equation de régressions linéaires multiples pour les charges en ETM des sédiments.

Equations	F	p	r ²
Cd = 25,545 + 0,166 Ni	4,150	< 0,05	0,027
Pb = 94,483 + 0,176 Cu + 0,058 Zn - 1,083 Ni - 0,058 Mn	9,143	< 0,001	0,218
Cu = 9,947 + 0,535 Pb	17,609	< 0,001	0,108
Zn = 78,286 + 0,937 Pb	10,204	< 0,01	0,065
Ni = 25,545 + 1,254 Cd - 0,037 Pb	5,167	< 0,01	0,067
Co = 8,151 + 0,013 Mn	13,443	< 0,001	0,084
Mn = 224,34 - 0,582 Pb + 6,555 Co	9,515	< 0,001	0,116

III.4. Evaluation de l'écotoxicité de l'eau interstitielle des sédiments

III.4.1. Ecotoxicité de l'EI vis-à-vis de *Daphnia magna*

La figure 67 montre l'évolution de la survie des daphnies dans le milieu témoin et dans des milieux avec des apports croissants en EI (0,1-80 % v/v) pour les six échantillons étudiés. L'examen de cette dernière montre que les taux de survie suivent la même tendance pour les échantillons provenant des stations Rh4, Rh9, Rh26 et Kb37. En effet, les taux de survie des cultures contenant (0,1, 1, 10, 50 et 80 % v/v) d'EI sont identiques à ceux des témoins et ceci quel que soit la durée d'exposition. Contrairement à ces derniers, les échantillons d'EI provenant des stations Bm22 et Rh24 se distinguent nettement des témoins. La survie des daphnies est atteinte pour des apports en EI de l'ordre de 10 % v/v et devient statistiquement différente des témoins pour des apports en EI de l'ordre de 80 % v/v pour la station Bm22 et 50 % v/v pour la station Rh24.

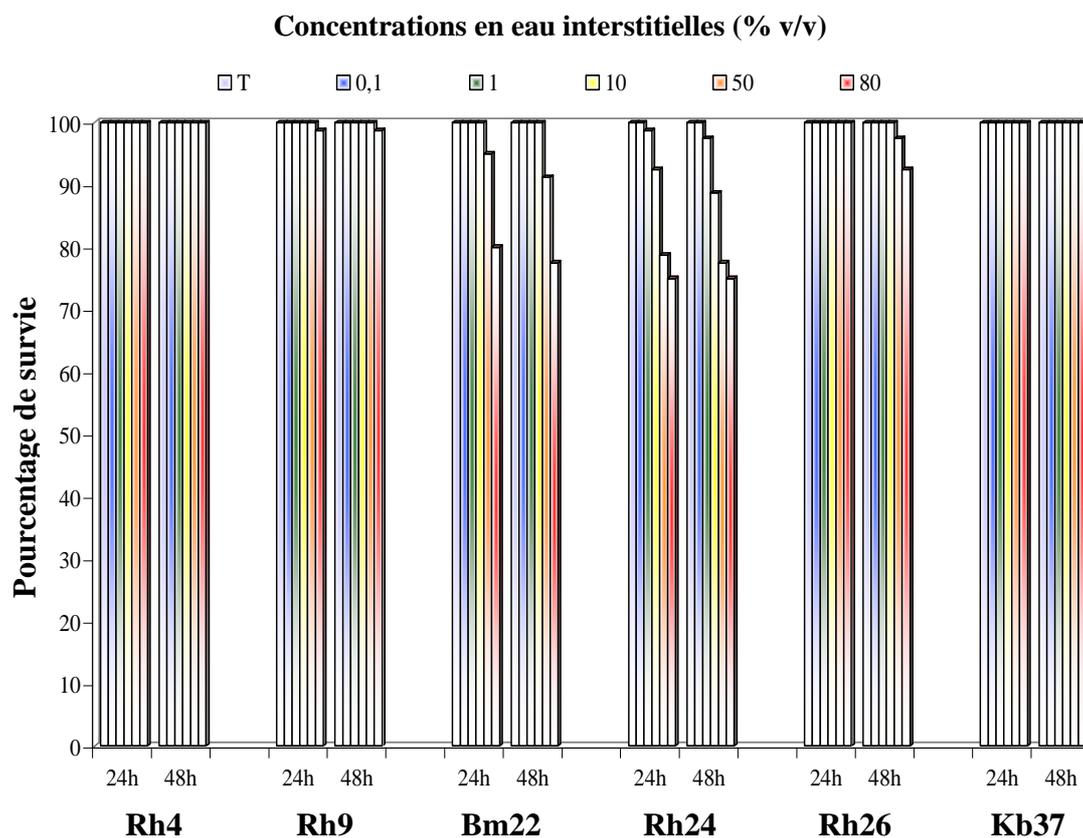


Figure 67 : Evolution de la survie de *D. magna* après 24/48h pour les différents apports en EI (T, 0.1-80 % v/v).

Les données expérimentales des essais d'inhibition de la mobilité de *D. magna* pendant 24h et 48h d'exposition ont permis de tracer des courbes concentration-effets (apport en eau interstitielle % v/v - inhibition de la mobilité) pour chacun des échantillons étudiés (fig. 68).

Ces courbes permettent d'apprécier les effets des eaux interstitielles vis-à-vis de *D. magna*, sur la base de la gamme des apports en EI testée. Les stations Rh4 et Kb37 ne sont pas représentées sur le graphique puisque l'EI de ces stations ne provoque aucune inhibition et ceci quel que soit la concentration et quel que soit la durée d'exposition ; les taux de survie étant identiques à ceux des témoins.

La figure 68 montre que les courbes d'inhibition de la mobilité de *D. magna* suivent la même tendance pour les échantillons représentés; l'inhibition augmente avec l'augmentation de la concentration en EI. Notons, que la station Rh24 se distingue nettement avec une forte inhibition par rapport aux autres stations que ça soit après 24h ou 48h d'exposition. La station Rh9 ne présente aucun effet sur la mobilité des daphnies jusqu'à un apport en EI de l'ordre de 80 % (v/v) ou la mobilité de *D. magna* est atteinte dans 5 % des cas quel que soit la durée d'exposition.

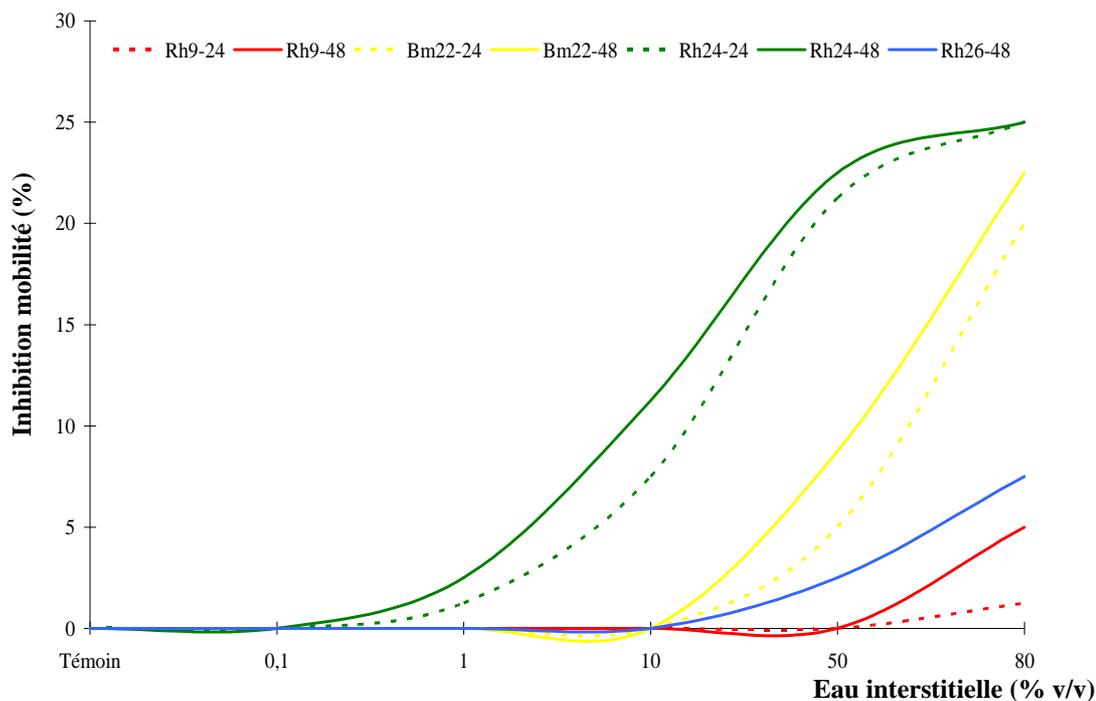


Figure 68 : Inhibition de la mobilité de *D. magna* en fonction de l'apport en EI (% v/v) après 24h et 48h d'exposition

Les EI des sédiments provenant de la station Bm22 et Rh26 commencent à faire effet à partir de 50 % (v/v) d'apports en EI. L'inhibition des daphnies est aux alentours de 25 % et 30 % pour des apports en EI de l'ordre de 80 % (v/v) après 48h d'exposition pour les sédiments des stations Bm22 et Rh26 respectivement. Contrairement à ces dernières, l'EI des sédiments de la station Rh24 présentent les taux d'inhibition les plus importants. En effet, l'inhibition a lieu pour un apport en EI de l'ordre de 1 % (v/v). Elle s'accroît en fonction de l'apport en EI et le temps ; elle est 20 fois plus importante à 80 % (v/v) d'apport en EI par rapport à un apport de 1 % (v/v) après 24h d'exposition. Les effets des apports en EI sur la survie de *D. magna* sont confirmés par l'analyse de la variance suivie du test de Newman-Keuls dont les résultats sont illustrés dans le tableau 49.

Par ailleurs, l'analyse de la figure 68 permet de procéder à une première classification des échantillons en termes d'écotoxicité vis-à-vis de *D. magna*. En procédant au classement sur la base d'une écotoxicité décroissante, on aboutit à l'ordre suivant : Rh24 > Bm22 > Rh9 et ceci quel que soit la durée d'exposition. L'EI des sédiments de la station Rh26 ne provoque une inhibition de la mobilité qu'après 48h d'exposition ; cette dernière étant par contre plus importante que celle de la Rh9.

Tableau 49 : Test de Newman-Keuls pour l'effet de l'apport en EI chez *D. magna* (Groupes avec des lettres différentes sont significativement différents, $p \leq 0.05$)

Stations	Apport en EI (% v/v)	Survie (%)	Groupes Homogènes	
Rh4	T 0,1 1 10 50 80	100	A	
Rh9	T 0,1 1 10 50	98-100	A	
Bm22	T 0,1 1 10	100	A	
	50	93	B	
	80	79		C
Rh24	T 0,1 1	98-100	A	
	10	91	B	
	50 80	75-78		C
Rh26	T 0,1 1 10 50 80	96-100	A	
Kb37	T 0,1 1 10 50 80	100	A	

Le tableau 50 regroupe les valeurs de CE20-24h/48h et CE50-24h/48h calculées, encadrées de leurs intervalles de confiance (IC 95 %), sur la base des expérimentations mises en œuvre pour chacun des échantillons étudiés vis-à-vis de *D. magna*. Les valeurs figurant dans ce tableau nous permettent d'apprécier les écarts d'écotoxicité qui existent entre les échantillons. Elles sont exprimées en (% v/v) d'apports en EI.

La comparaison de la CE20-24h/48h des deux échantillons ayant montrés une écotoxicité montre que l'EI de la Rh24 est plus écotoxique que celle de la Bm22. Les EI des stations Rh9 et Rh26, même si elles provoquent une certaine inhibition de la mobilité chez *D. magna*, doivent être considérées comme légèrement écotoxiques ; les CE20/50-24/48h étant supérieures à (100 % v/v).

Tableau 50 : CE20 et CE50 issues des courbes concentration-réponses pour *D. magna* après 24h et 48h d'exposition.

(Toutes les valeurs sont données avec l'intervalle de confiance à 95 %).

Stations	CE20-24h	CE50-24h	CE20-48h	CE50-48h
Rh4	NT	NT	NT	NT
Rh9	>100%	>100%	>100%	>100%
Bm22	79,98	>100%	74,95	>100%
	[76,83-83,92]		[72,46-77,69]	
Rh24	47,42	>100%	48,26	>100%
	[38,13-56,73]		[36,68-62,12]	
Rh26	>100%	>100%	>100%	>100%
Kb37	NT	NT	NT	NT

III.4.2. Ecotoxicité de l'eau interstitielle vis-à-vis d'*Aliivibrio fischeri*

Globalement, le test Microtox s'avère peu utile et peu discriminant pour la matrice étudiée. L'inhibition de la bioluminescence d'*A. fischeri* est faible voire nulle ; c'est pourquoi les résultats ne sont pas illustrés. Le pourcentage d'inhibition le plus élevé (12.7 %) a été enregistré pour la Bm22 pour des apports en EI de l'ordre de 70 % v/v après 15 mn d'exposition. Pour la plupart des échantillons, la bioluminescence est plutôt stimulée (Rh 4, Rh9, Rh24, Kb37). Ce phénomène de stimulation (ou hormèse) peut être attribué à une stimulation positive des contaminants présents notamment ceux en faibles concentrations (Stebbing, 1982).

Au final, aucun échantillon ne peut être considéré comme écotoxique vis-à-vis de *A. fischeri*, les CI20 et CI50 sont supérieures à 100 % v/v quel que soit l'échantillon et quel que soit la durée d'exposition. Ces résultats sont surprenants et semblent témoigner d'un manque de sensibilité du Microtox pour l'EI qui limite son potentiel de discrimination entre les échantillons. Ces résultats suggèrent que l'utilité du Microtox pour l'évaluation de la toxicité attribuable à l'eau interstitielle devrait être étudiée davantage.

III.4.3. Ecotoxicité de l'eau interstitielle vis-à-vis de *Pseudokirchneriella subcapitata*

La figure 69 montre la croissance de l'algue *P. subcapitata* exprimée en densité cellulaire pour les témoins et les différentes concentrations en EI des six échantillons étudiés. Le test algue semble discriminer les six échantillons étudiés. En effet, pour les stations Rh9 et Kb37 les taux de croissance sont similaires aux témoins quel que soit l'apport en EI, alors que ceux des stations Rh4, Bm22, Rh24 et Rh26 sont significativement différents des témoins à partir d'un apport en EI de l'ordre de 30 % v/v pour les trois premières et 50 % v/v pour la Rh26.

Cette diminution de la densité cellulaire est illustrée par le calcul des pourcentages d'inhibition représentés sous forme de courbe dans la figure 70. Ces courbes permettent de visualiser les effets des apports en EI sur la croissance de *P. subcapitata* qui peuvent être révélateurs de l'écotoxicité de l'échantillon. Il apparaît que les faibles concentrations en EI inhibent légèrement la croissance et cette inhibition a tendance à augmenter avec l'augmentation de l'apport en EI. La station Rh4 présente des effets de stimulation de la croissance pour des apports en EI de l'ordre de 0,5 et 10 % (v/v). L'inhibition apparaît à partir d'un apport en EI de l'ordre de 30 % et s'accroît avec l'augmentation de l'apport en EI pour se stabiliser entre 70 et 90 % (v/v). Les EI des sédiments provenant de la station Rh9 commencent à faire effet à partir de 0,5 % (v/v). Cependant, cette inhibition reste faible même

si elle a tendance à augmenter avec l'augmentation des concentrations en EI ; le taux le plus élevé (6,99 %) a été enregistrée pour 90 % (v/v) d'apport en EI.

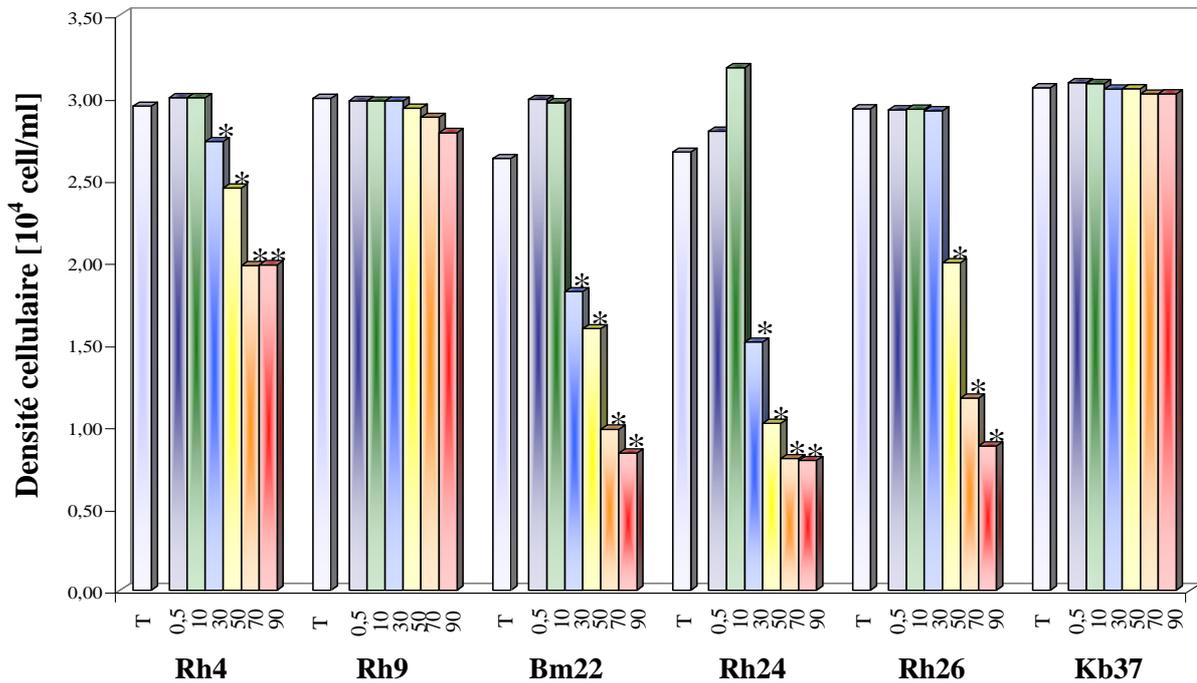


Figure 69 : Croissance de *P. subcapitata* après 72h d'exposition dans les témoins et les différentes concentrations en EI (T, 0,5-90 % v/v) pour les différentes stations. Les concentrations significativement différentes des témoins sont signalées par un astérix ($p \leq 0.05$)

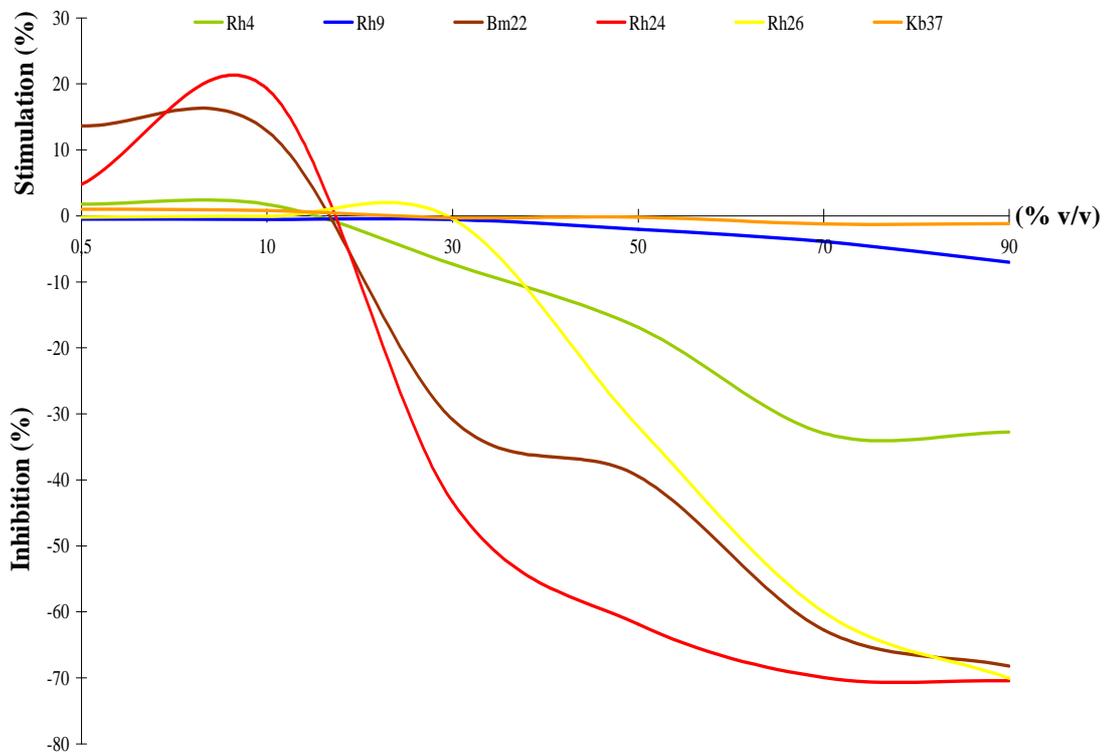


Figure 70 : Pourcentage d'inhibition de *P. subcapitata* en fonction de l'apport en EI (% v/v) après 72 h d'exposition

Comme pour la station Rh4, les stations Bm22 et Rh24 stimulent la croissance de l'algue *P. subcapitata* pour les faibles concentrations 0,5 et 10 % (v/v) avant de l'inhiber à partir d'un apport de l'ordre de 30 % (v/v). Cette inhibition semble devenir proportionnelle au taux d'apport en EI, elle franchit les 70 % pour des apports de l'ordre de 90 % (v/v) pour la station Bm22 et 70 % (v/v) pour la station Rh24 pour laquelle nous avons enregistré la plus forte inhibition de la croissance. Sans provoquer de stimulation à faibles concentrations, l'effet de l'EI de la Rh26 est du même ordre de grandeur que celui des stations Bm22 et Rh24. En effet, l'inhibition franchit les 70 % pour un apport en EI de 90 % (v/v). Comme pour les stations Rh4, Bm22 et Rh24, l'EI de la Kb37 provoque une stimulation de la croissance avant de l'inhiber mais cette inhibition ne dépasse jamais 2 % même pour les apports les plus importants en EI. Notons que cette station enregistre la plus petite inhibition de croissance chez *P. subcapitata*. Les effets de la concentration en EI sur la croissance de *P. subcapitata* sont mis en évidence par l'analyse de la variance suivie du test de Newman-Keuls dont les résultats sont illustrés dans le tableau 51. Ainsi, le test algue montre une sensibilité considérable contrairement aux tests Microtox et daphnie. Ceci coïncide avec les résultats de Keddy et al. (1995) et Santiago et al. (2002).

Tableau 51 : Test de Newman-Keuls pour l'effet de l'apport en EI chez *P. subcapitata*. (Groupes avec des lettres différentes sont significativement différents, $p \leq 0.05$)

Stations	Apport en EI (% v/v)	Densité cellulaire [$\times 10^4$ cell/ml]	Groupes Homogènes	
Rh4	T 0,5 10	2,94-2,99	A	
	30	2,73		B
	50 70 90	1,97-2,44		C
Rh9	T 0,5 10 30 50 70 90	2,78-2,99		A
Bm22	T 0,5 10	2,62-2,98	A	
	30 50	1,59-1,81		B
	70 90	0,83-0,97		C
Rh24	0,5	3,18	A	
	T-10	2,66-2,79		B
	30	1,51		C
	50	1,01		D
	70-90	0,78-0,80		E
Rh26	T 0,5 10 30	2,91-2,92	A	
	50	1,99		B
	70 90	0,87-1,17		C
Kb37	T 0,5 10 30 50 70 90	3,02-3,08		A

Par ailleurs, l'analyse de cette figure permet de procéder à une première classification des échantillons en terme d'écotoxicité vis-à-vis de *P. subcapitata*. En procédant au classement sur la base d'une écotoxicité décroissante, on aboutit à l'ordre suivant :

$$\text{Rh24} > \text{Bm22} \approx \text{Rh26} > \text{Rh4} > \text{Rh9} > \text{Kb37}$$

Cette écotoxicité est exprimée par des valeurs dans le tableau 52 qui regroupe les CI20-72h et CI50-72h calculées, encadrées de leurs intervalles de confiance (IC 95 %), sur la base des expérimentations mises en œuvre pour chacun des échantillons étudiés. Les valeurs, exprimées en (% v/v) d'apports en EI, figurant dans ce tableau nous permettent d'apprécier les écarts d'écotoxicité qui existent entre ces échantillons.

Tableau 52 : CI20 et CI50 issues des courbes concentrations-réponses pour *P. subcapitata* après 72h d'exposition.
(Toutes les valeurs sont données avec l'intervalle de confiance à 95%)

Stations	CI20-72h	CI50-72h
Rh4	52,69 [49,59-54,29]	>100%
Rh9	NT	NT
Bm22	20,96 [20,33-21,60]	55,25 [52,93-56,99]
Rh24	18,40 [17,54-19,31]	32,84 [28,74-37,25]
Rh26	42,41 [41,11-43,10]	62,84 [61,56-63,88]
Kb37	NT	NT

Ainsi, quatre échantillons sur six sont écotoxiques si on se base sur la CI20-72h qui se réduisent à trois si on se réfère à la CI50-72h. Sur la base des valeurs de CI20-72h l'EI des sédiments de la station Rh24 ressort comme la plus écotoxique puisqu'elle enregistre la CI50 la plus faible.

La comparaison de la CI50-72h des 3 échantillons ayant montré une écotoxicité révèle que l'échantillon provenant de la station Rh24 est plus écotoxique que celui provenant de la station Bm22 qui à son tour est plus écotoxique que celui de la station Rh26. L'écotoxicité de l'EI des sédiments de la station Rh4 est moins importante (CI50-72h étant supérieure à 100 % (v/v)). Néanmoins, les sédiments de cette station sont problématiques puisqu'un apport maximal en EI inhibe 20 % de la population. Les EI des stations Rh9

et Kb37, même si elles provoquent une légère inhibition, ne peuvent pas être considérés comme écotoxiques.

III.4.4. Expression des résultats en Unités Toxiques (UT) et en Barème d'Effets Ecotoxiques Potentiels (BEEP)

Afin d'exprimer l'écotoxicité sous forme plus aisée à manier et directement proportionnelle aux effets écotoxiques, l'agence américaine de l'environnement (USEPA) a proposé l'utilisation d'unités toxiques. Ces dernières sont calculées comme suit :

$$UT(20/50) = \left[\frac{100}{CE(I)20/50} \right]$$

(CE(I)20/50 est exprimé en % volume).

Tout résultat d'un test d'écotoxicité dépassant la valeur de 1 UTa ou 1 UTc signifie que la matrice étudiée peut nuire aux organismes aquatiques qui y sont exposés. En outre, ce mode d'expression fournit une appréciation de l'écotoxicité potentielle de la matrice étudiée et permet aussi de calculer un BEEP (Barème d'effets écotoxiques potentiels/Potentiel Ecotoxic Effects Probe) qui est un indice global.

Le BEEP (Costan et al. 1993), développé dans le cadre du Plan d'Action St-Laurent (1993-1998), a été conçu pour l'évaluation écotoxicologique de matrices environnementales liquides en particulier les effluents industriels. Cet indice de toxicité, qui a été appliqué à 77 échantillons d'effluents industriels provenant de divers secteurs industriels du Québec, intègre les résultats de tests écotoxicologiques représentatifs de plusieurs niveaux trophiques du milieu aquatique et de divers types de toxicité (aiguë, chronique, et génotoxicité). Il permet d'évaluer et de comparer le potentiel écotoxique des échantillons à l'étude en intégrant:

- ✓ Les mesures d'écotoxicité de différents tests,
- ✓ La persistance de l'écotoxicité (reprise des tests sur un échantillon soumis à une étape de biodégradation de cinq jours),
- ✓ Le caractère multi-spécifique de l'agression toxique (plusieurs espèces affectées),
- ✓ Le débit de l'effluent (m³/h) permettant d'estimer la charge toxique,

L'ensemble est exprimé par une valeur sur une échelle logarithmique (log10) de 0 à 10. En théorie, l'échelle varie de 0 à l'infini. En pratique, la valeur obtenue dépasse

rarement 8, vu la croissance logarithmique. Une valeur de 7 et plus indique un très fort potentiel toxique. Le BEEP est calculé comme suit :

$$BEEP = \log_{10} \left[1 + n \left(\frac{\sum_{i=1}^k T_i}{N} \right) \cdot D \right]$$

Où :

n : nombre de réponses indiquant une toxicité,

k : nombre de tests utilisés,

N : nombre totale de réponses toxiques possibles,

T_i : Unités toxiques obtenues pour chaque test avant et après biodégradation,

D : débit de l'effluent (m^3/h).

La stratégie BEEP a été appliquée par plusieurs pays et a fait l'objet d'un certain raffinement plus tard. Pour la présente étude, nous nous sommes basés sur une formule simplifiée proposée par Blaise et Férard (2005) pour le calcul du BEEP. Ce dernier est calculé selon l'équation suivante :

$$BEEP = \left[\frac{n}{N} \right] \sum UT_{(a,c)}$$

Où :

n : le nombre de tests ayant révélés une toxicité,

N : le nombre total de tests réalisés,

$\sum UT$: la somme des unités toxiques de chaque test utilisé.

Le tableau 53 présente les valeurs des unités toxiques aiguës et chroniques pour les échantillons d'EI ayant montré un effet écotoxique. Il apparaît que les six échantillons d'EI étudiés ne montrent aucun signal d'écotoxicité aiguë supérieur à 50 % de mortalité. Seule deux stations (Bm22 et Rh24) ont montré une écotoxicité aiguë supérieure à 20 % mais inférieure à 50 % de mortalité chez *D. magna*. Vu l'absence et/ou les faibles valeurs observées, ces résultats indiquent que les EI présentent une faible écotoxicité aiguë pour les organismes aquatiques. Seules deux valeurs sont nettement au-dessus de 1 UTa, ce qui

peut se traduire par une écotoxicité pour les organismes qui vivent immédiatement en aval de la zone industrielle Boumerzoug (Bm22) et en aval de la ville de Constantine (Rh24).

Tableau 53 : Résultats des tests d'écotoxicité aiguë et chronique exprimés en unités toxiques et calcul du BEEP 20% et 50% d'effets.

(Les CE prises en considération pour le test *D. magna* sont celle obtenues après 48h d'exposition).

Stations	Unités Toxiques (UTa,c)				BEEP (UTa,c20)	BEEP (UTa,c50)
	Uta		UTc			
	100/CE20	100/CE50	100/CI20	100/CI50		
Rh4	Nt	Nt	1,89	≤1	0,94	0,5
Rh9	≤1	≤1	Nt	nt	0,5	0,5
Bm22	1,33	≤1	4,77	1,80	6,1	2,80
Rh24	2,07	≤1	5,43	3,04	7,5	4,04
Rh26	≤1	≤1	2,35	1,59	3,35	2,59
Kb37	Nt	Nt	Nt	nt	0	0

nt : non toxique

≤1 : moins de 50 % de mortalité ou d'inhibition dans l'EI non diluée.

Par ailleurs, 4 stations ont montré une écotoxicité chronique supérieure à 20 % d'inhibition sur les algues (Rh4, Bm22, Rh24, Rh26). Le nombre de stations se réduit à trois (Bm22, Rh24, Rh26) pour un signal d'écotoxicité chronique supérieur à 50 % d'inhibition. Les autres échantillons d'EI ont plutôt eu un effet stimulateur sur la croissance de *P. subcapitata* probablement dû à la présence d'éléments nutritifs abondants. La stimulation de la croissance algale observée est cependant amplifiée par rapport à celle qui pourrait être observée réellement dans le milieu aquatique puisque la température du test est de 24 ± 1 °C tandis que celle des cours d'eau est nettement inférieure notamment en hiver. Une augmentation de croissance algale ne correspond pas nécessairement à un effet bénéfique dans le milieu aquatique mais peut indiquer un potentiel de nuisance pour la vie aquatique. En effet, une prolifération excessive d'algues et de plantes aquatiques peut entraîner une baisse importante d'oxygène dissous et nuire ainsi à la vie aquatique en particulier celle des poissons.

Les résultats des BEEP calculés indiquent que les EI en provenance des stations Bm22, Rh24 et Rh26 se démarquent des trois autres (tableau 51). Les valeurs les plus élevées sont enregistrées pour la station Rh24 (BEEP>7), suivie par les stations Bm22 et Rh26. Pour les autres stations, les BEEP sont faible voire nuls. Notons qu'aucun seuil n'a encore été fixé pour indiquer un niveau de préoccupation ou de nuisance en regard de la valeur du BEEP

obtenue. Néanmoins, cet outil permet de mieux définir la qualité des écosystèmes aquatiques et il s'avère utile dans l'interprétation des résultats et la hiérarchisation des échantillons en fonction de leur écotoxicité.

III.4.5. Tentative d'identification des paramètres responsables de l'écotoxicité de l'eau interstitielle

L'utilisation des tests d'écotoxicité ne permet pas d'identifier les contaminants responsables des effets biologiques observés. Cette section tente d'identifier des liens possibles entre les résultats des tests d'écotoxicité et les dépassements de critères de qualité dans le but d'identifier les éléments susceptibles d'être à l'origine de l'écotoxicité mesurée. Toutefois, l'identification d'un lien entre ces deux types de paramètres n'est pas une indication certaine de causalité étant donné, d'une part, que les critères de qualité tiennent compte d'un plus large éventail d'effets et d'espèces aquatiques et d'autre part, que les réponses écotoxiques peuvent être attribuées à d'autres substances chimiques non considérées dans les analyses ou encore à des interactions entre les contaminants. Cette approche permet néanmoins de déterminer les contaminants pouvant être associés à des effets écotoxiques chez les organismes exposés. Seules des études orientées vers l'identification de l'écotoxicité permettraient de vérifier cela et de déterminer, au cas par cas, les éléments réellement responsables de l'écotoxicité aiguë et/ou chronique observées. Notons, qu'aucune analyse statistique n'a été employée compte tenu du nombre d'échantillons.

Pour identifier quels contaminants sont les plus susceptibles de contribuer à l'écotoxicité observée, les teneurs en ETM des sédiments étudiés, ainsi que les valeurs de Dc et d'IPS (tab. 54) ont été comparées aux recommandations d'Environnement Canada et du Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec (2008) pour la qualité des sédiments du Saint-Laurent donnés dans le tableau 54. Dans les colonnes grises, apparaissent les valeurs calculées par le Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement (CCME), et dans les colonnes blanches, les valeurs de référence additionnelles. La première valeur définit la Concentration seuil produisant un effet (CSE)-valeur moyenne calculée avec le 15^e centile des données avec effets (E15) et le 50^e centile des données sans effets (SE50). La deuxième valeur de référence correspond à la Concentration produisant un effet probable (CEP)-valeur moyenne calculée avec le E50 et le SE85.

Tableau 54 : Teneurs des sédiments en ETM comparés aux critères de qualité pour la protection de la vie aquatique.

Teneurs en ETM des sédiments (mg/kg), degré de contamination (Dc) et indice de pollution métallique (IPS)										
<i>Stations</i>	<i>Cd</i>	<i>Co</i>	<i>Cr</i>	<i>Cu</i>	<i>Mn</i>	<i>Ni</i>	<i>Pb</i>	<i>Zn</i>	<i>Dc</i>	<i>IPS</i>
<i>Rh4</i>	3,3	6,2	49,5	57,9	284,5	25	77,7	151,2	15,6	10,8
<i>Rh9</i>	0,6	5,9	41,5	58,3	282,2	20	77,9	153	6,2	1,8
<i>Bm22</i>	1,2	11,7	28,9	32,5	168,4	24	55,6	69,5	6,6	3,6
<i>Rh24</i>	2,2	11,7	65,3	17,6	258,0	22	133,4	133	12,5	7,2
<i>Rh26</i>	3,4	8,8	69,7	42,2	184,5	23	133	148	16,8	10,8
<i>Kb37</i>	1,2	11,7	26,5	40,1	295,3	27	66,8	132,4	7,28	3,6
Background*	0.2	-	120	50	-	80	40	240		
Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments d'eau douce (mg/kg) (CCME, 2002)										
	<i>Cd</i>	<i>Co</i>	<i>Cr</i>	<i>Cu</i>	<i>Mn</i>	<i>Ni</i>	<i>Pb</i>	<i>Zn</i>		
CER	0,33	-	25	22	-	ND	25	80		
CSE	0,60	-	37	36	-	ND	35	120		
CEO	1,7	-	57	63	-	52	52	170		
CEP	3,5	-	90	200	-	ND	91	310		
CEF	12	-	120	700	-	ND	150	770		

* : bruit de fond géochimique (Thomas and Meybeck (1992), - : Aucun critère défini pour ce paramètre, ND : Non détecté, **CER** : Concentration d'effets rares, **CSE** : Concentration seuil produisant un effet, **CEO** : Concentration d'effets occasionnels, **CEP** : Concentration produisant un effet probable, **CEF** : Concentration d'effets fréquents.

Trois nouvelles valeurs-seuils sont calculées pour les critères de qualité du Québec (Environnement Canada et Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, 2008) :

- ✓ La concentration d'effets rares (CER) - valeur moyenne calculée avec le E15 et le SE15,
- ✓ La concentration d'effets occasionnels (CEO) - valeur moyenne calculée avec le E50 et le SE50,
- ✓ La concentration d'effets fréquents (CEF) - valeur moyenne calculée avec le E85 et le SE85.

Les CSE et CEP permettent de définir trois plages de concentrations de substances chimiques : (1) la plage des concentrations les plus faibles, à l'intérieur de laquelle des effets défavorables sont rarement observés (concentrations inférieures à la CSE produisant des effets néfastes dans moins de 25 % des cas), (2) la plage des effets possibles, située entre la CSE et la CEP, à l'intérieur de laquelle des effets défavorables sont occasionnellement observés,

et (3) la plage des effets fréquents probables, à l'intérieur de laquelle des effets biologiques défavorables sont fréquemment observés (concentrations supérieures à la CEP produisant des effets néfastes dans plus de 50 % des cas). La définition de ces plages est fondée sur la probabilité qu'une exposition à une substance chimique produisant des effets écotoxiques augmente avec la concentration de cette substance dans les sédiments (CCME, 2002).

Le tableau 54 montre qu'il y a pour presque tous les éléments des dépassements fréquents du bruit de fond géochimique et des critères de qualité dont certains sont relativement importants. Les éléments les plus susceptibles d'avoir contribué à l'écotoxicité aiguë et/ou chronique mesurée sont le cadmium et le plomb. De façon générale, les niveaux de contamination des sédiments étudiés dépassent les bruits des fonds géochimiques par des facteurs allant de 3 à 17 pour le cadmium et de 1,4 à 3,4 pour le plomb. Aussi, seuls ces deux éléments dépassent la concentration à effet probable (CEP) pour les échantillons prélevés au niveau des stations Rh24 et Rh26 qui révèlent les teneurs les plus élevées en cadmium et en plomb. Ces teneurs sont presque de même ordre de grandeur que la CEP pour le cadmium et 1,5 fois plus importante pour le plomb. De plus ces deux stations enregistrent des Dc et des IPS relativement importants traduisant des situations de pollution polymétallique moyenne à considérable. L'expression d'effets aigus et/ou chroniques coïncide avec la présence simultanée des ETM à des concentrations supérieures aux seuils sécuritaires. La présence de ces éléments à de telles concentrations suggère que les sédiments en question et par conséquent les EI peuvent présenter un potentiel toxique nuisible à court et/ou long terme pour la vie aquatique. Les sources de ces éléments dans les sédiments étudiés sont multiples et complexes. Outre les rejets industriels et/ou urbains, ils peuvent provenir de sources atmosphériques plus ou moins éloignées et contaminer les cours d'eau, tel est le cas des gaz d'échappement des voitures automobiles et des eaux de ruissellement.

Il est possible que pour la station Bm22, où les teneurs en ETM sont toutes inférieures à la CEP, la toxicité soit plutôt associée à d'autres facteurs confondants, tel que l'ammoniac qui provient de la dégradation bactérienne de la matière organique (Moore et al. 1995) ou l'hydrogène sulfuré. L'ammoniac a été défini comme principal composé écotoxique dans plusieurs études utilisant des extractions sédimentaires (eau interstitielle et éluatriat), (Ankley et al. 1990 ; Van Sprang et Janssen, 1997). L'absence et/ou faible écotoxicité observée avec les échantillons provenant des stations Rh4 et Rh9, pour lesquelles des teneurs en ETM nettement supérieures au bruit de fond géochimique ont été enregistrées notamment en cadmium, en plomb et en cuivre, peut être attribué au fait que ces contaminants s'y

trouvent sous une forme non biodisponible et qu'ils seraient fortement associés aux particules de sédiments et/ou de la matière organique.

Ces résultats suggèrent que les sédiments qui renferment des teneurs en ETM supérieures à la CEP peuvent causer une écotoxicité moyenne ou élevée chez les organismes testés. Bien qu'il ne soit pas possible de conclure à une relation causale à partir de ces comparaisons entre les niveaux de contamination et les effets toxiques, ou des dépassements du critère CEP, ces deux types d'information suggèrent que les ETM contribuent en grande partie à l'écotoxicité de l'EI des sédiments. En effet, les tests d'écotoxicité et les analyses chimiques sont complémentaires (Tolun et al. 2001). Les données physico-chimiques représentent un élément fondamental de l'évaluation de la qualité des sédiments. L'une des principales forces reliées à l'utilisation des données chimiques est qu'elles fournissent une information directe et précise sur la source de pollution et sur la présence et les concentrations de contaminants qui soulèvent certaines inquiétudes quant à leurs effets potentiels sur la santé des organismes benthiques. Les analyses chimiques permettent aussi de discriminer avec fiabilité les sédiments contaminés de ceux qui ne le sont pas. Cependant, les données chimiques ne fournissent aucune information sur les effets causés par les contaminants présents sur les organismes aquatiques exposés. En effet, la biodisponibilité des contaminants n'est pas considérée et les critères de qualité visent la protection des usages délicats ; leur dépassement ne signifie pas automatiquement un effet néfaste notamment pour les contaminants non biodisponibles. Par ailleurs, les tests d'écotoxicité se sont révélés, dans la plupart des cas, des outils rapides, relativement peu coûteux, qui offrent l'avantage de mettre en évidence la présence de contaminants non décelés par l'analyse chimique, et qui reflètent la toxicité de mélange de contaminants et de la fraction biodisponible des contaminants (situation probable pour la station Bm22). Ces essais fournissent une mesure prédictive, exacte mais potentielle des effets écotoxicologiques des contaminants associés aux sédiments et se trouvant sous forme soluble dans l'eau interstitielle. Ils sont considérés comme l'unique outil qui fournit des informations quantitatives sur l'écotoxicité des EI (et des sédiments) tout en permettant de discriminer les échantillons contaminés de ceux qui ne le sont pas. Ainsi, ils peuvent être considérés comme de bons outils de prévision des incidences sur les communautés aquatiques. Cependant, puisqu'ils sont réalisés en laboratoire, en conditions contrôlées, les effets des variables environnementales (notamment les paramètres physico-chimiques du milieu) peuvent rendre l'extrapolation à toutes les situations difficiles. La manipulation des échantillons peut aussi être à l'origine d'un artefact puisque la contamination des échantillons lors de la manipulation est probable. La limite majeure

des tests écotoxicologiques est qu'il est souvent difficile de déterminer l'écotoxicité liée à un contaminant précis dans un mélange, ce qui rend délicat le choix et l'orientation des technologies de traitements. L'utilisation d'un seul type d'informations à l'exclusion de toute autre donnée d'appui peut donner lieu à des conclusions ou à des prévisions erronées sur la qualité des sédiments et/ou de l'EI. Ainsi, il s'avère essentiel dans des études futures de profiter de la complémentarité des approches chimique, biologique et écotoxicologique connue sous le nom de l'approche triadique (Long et Chapman, 1985) afin d'identifier et de discriminer les échantillons écotoxiques de ceux qui ne le sont pas. Il faudrait aussi recourir à des procédures d'évaluation et d'identification de la toxicité pour établir des relations de causalité (USEPA, 2007) et permettre ainsi de choisir des technologies de traitements adéquates.

Conclusions générales

Conclusions Générales

Ce travail de thèse avait pour objectif d'évaluer la qualité physico-chimique des eaux et des sédiments, le niveau de contamination des sédiments par les ETM (Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Zn), mais aussi d'évaluer l'écotoxicité de l'eau interstitielle des sédiments de quelques oueds du bassin versant Kebir Rhumel en combinant plusieurs approches complémentaires :

- du terrain, avec des prélèvements d'eau et de sédiments,
- de l'analyse par caractérisation physico-chimique de l'eau et des sédiments *in situ* et au laboratoire, et par caractérisation écotoxicologique de l'eau interstitielle des sédiments par des bioessais.

Pour cela, des démarches d'échantillonnage et analytique ont été mises en place pour obtenir les résultats les plus représentatifs possibles sur l'état des lieux au niveau des compartiments naturels (eau et sédiments) des oueds du bassin versant étudié. À l'issue de cette étude, les principales conclusions peuvent être résumées ainsi :

✚ L'évaluation de la qualité physico-chimique des eaux du bassin versant Kebir Rhumel faite sur la base des critères du SEQ-Eau montre que :

- ✓ Les températures moyennes des eaux sont aux alentours de 20 °C, donc considérées comme "très bonne" en terme de qualité pour la biologie aquatique,
- ✓ Les eaux sont de bonne qualité d'un point de vue pH ; toutes les valeurs sont aux alentours de 8,
- ✓ Les eaux peuvent être considérées comme excessivement minéralisées (CE >1 mS/cm) reflétant une qualité passable à mauvaise voire très mauvaise notamment pour la station Me13 dont l'eau est considérée comme inapte à la biologie et aux usages.
- ✓ Les taux des MES reflètent une eau de qualité passable à mauvaise excepté les eaux du sous bassin versant 10-07 où la qualité est bonne.

✚ La caractérisation physico-chimique des sédiments montre que :

- ✓ Le pH des sédiments varie d'environ 2 unités pH. Les valeurs enregistrées indiquent un milieu légèrement basique avec une basicité légèrement plus importante pour certaines stations probablement liée à la présence plus importante de carbonates,

- ✓ Les valeurs des CE mesurées semblent typiques à une conductivité observée dans les milieux des eaux douces comprises entre 100 et 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Notons que des valeurs relativement importantes ont été enregistrées au niveau de quelques stations reflétant ainsi une forte minéralisation qui peut être attribuée à des rejets industriels et/ou urbains ainsi qu'à la nature salée du sous bassin 10-05,
- ✓ Les teneurs en carbonates (CaCO_3) sont importantes et peuvent être attribuées à la nature du milieu ; la couverture néogène à sédimentation continentale du bassin versant Kebir Rhumel repose directement sur une formation carbonatée,
- ✓ Les teneurs en matières organiques des sédiments ont été déterminées en utilisant deux méthodes : par perte au feu à 450 °C et par oxydation sulfochromique. Les résultats obtenus par la méthode d'oxydation semblent plus cohérents. La perte au feu donne une estimation moins rigoureuse de la quantité de matières organiques. Elle additionne tous les départs de substances volatiles. Globalement, les résultats montre que les sédiments étudiés sont considérés comme fortement chargés en matière organique notamment ceux prélevés dans les stations à proximité des rejets urbains et/ou industriels et ceux prélevés en période d'étiage.
- ✓ L'analyse granulométrique a montré que les sédiments sont à caractère limoneux sableux argileux, limoneux sableux à sableux limoneux.

✚ L'évaluation du niveau de contamination des sédiments par les ETM montre que :

- ✓ Les données spatio-temporelles des teneurs en ETM des sédiments enregistrent l'ordre d'abondance suivant : $\text{Mn} > \text{Zn} > \text{Pb} > \text{Cr} > \text{Cu} > \text{Ni} > \text{Co} > \text{Cd}$. Les concentrations sont de l'ordre de : 0,56 - 3,4 $\mu\text{g}/\text{g}$ pour le Cd, 10 - 216 $\mu\text{g}/\text{g}$ pour le Cr, 9,6 - 446 $\mu\text{g}/\text{g}$ pour le Cu, 3 - 20 g/g pour le Co, 105 - 576 $\mu\text{g}/\text{g}$ pour le Mn, 10 - 46 $\mu\text{g}/\text{g}$ pour le Ni, 11 - 167,5 $\mu\text{g}/\text{g}$ pour le Pb, 38 - 641 $\mu\text{g}/\text{g}$ pour le Zn.
- ✓ Globalement, il apparaît que les teneurs en cadmium et en cobalt sont très proches de la médiane. Il y a donc, à l'échelle de la zone d'étude, peu de dispersion dans les concentrations ; les moyennes étant peu influencées par les valeurs atypiques. Pour le chrome, le cuivre, le nickel, le manganèse, le plomb et le zinc, la distribution des valeurs est plutôt dissymétrique et a une tendance générale à être plus allongée vers les valeurs élevées des concentrations notamment pour le zinc ; les moyennes étant très influencées par les valeurs atypiques.
- ✓ Sur la base des normes proposées par Thomas et Meybeck, (1992) spécifiques aux substrats carbonatés, il apparaît que les concentrations mesurées reflètent un enrichissement par le cadmium dans 100 % des cas, par le plomb dans 90 % des cas, par le cuivre dans 28 %

des cas, par le zinc dans 9 % des cas et par le chrome dans 2 % des cas. Cette situation reflète les influences directes des apports anthropiques véhiculés par les oueds du bassin versant Kebir Rhumel, véritables égouts à ciel ouvert, sur l'ensemble des zones situées sur leurs parcours immédiat. Contrairement à ces éléments, les teneurs en cobalt et en manganèse reflètent le bruit de fond géochimique de la zone d'étude.

✚ ***L'évaluation du niveau de contamination par le calcul d'indices montre que :***

- ✓ L'indice de géoaccumulation "*Igeo*", traduit une contamination par le cadmium pendant les 4 campagnes de prélèvements et par le plomb en hiver, printemps et été. Les *Igeo* moyens du Pb (automne), Cu, Zn, Cr et Ni (4 campagnes) ne reflètent aucun enrichissement ; ces derniers étant négatifs.
- ✓ Les facteurs de contamination "*FC*" traduisent une contamination évidente voire considérable pour le Cd et le Pb, notamment au niveau des sous bassins les plus anthropisés (10-03, 10-05 et 10-06). La contamination est moins perceptible pour le Cr, Cu, Ni et Zn ; les FC calculés dépassent rarement le seuil indiquant une contamination considérable (en aucun cas pour le Cr, Ni et Zn et dans 1 % des cas pour le Cu)
- ✓ Les degrés de contamination "*Dc*" spécifiques à chaque point de prélèvement, confirment les premières observations et révèlent une contamination polymétallique dominée par deux ou plusieurs éléments. Cadmium, cuivre et plomb étant les plus préoccupants.
- ✓ L'évaluation de la qualité des sédiments sur la base des *critères du SEQ-Eau* a permis d'établir des cartes de qualité traduisant une typologie de la contamination métallique des sédiments au niveau du bassin versant Kebir Rhumel. Ces cartes montrent que la classe de qualité moyenne est prédominante pour le Cd, Cu, Pb et Zn. Les stations les plus concernées sont celles des sous bassins les plus anthropisés.
- ✓ L'évaluation de la qualité des sédiments sur la base des critères de toxicité (TEC/PEC) montre que les éléments concernés par les effets fréquents sur la faune benthique sont le plomb (7 %), le cuivre (2 %), le chrome (1 %), le zinc (4 %), et les éléments pouvant avoir des effets occasionnel sont le cadmium (41 %), le plomb (84 %), le cuivre (70 %), le chrome (48 %), le zinc (47 %) et le nickel (72 %).

✚ ***L'évaluation de l'écotoxicité des eaux interstitielles des sédiments du bassin versant Kebir Rhumel a montré que :***

L'algue *Pseudokirchneriella subcapitata* est l'organisme le plus sensible à l'exposition de l'eau interstitielle parmi les trois organismes exposés. Le paramètre de l'inhibition de

croissance est, en comparaison avec les paramètres de mortalité et d'inhibition de bioluminescence, le plus réactif aux contaminants présents. En effet, *Daphnia magna* et *Aliivibrio fischeri* n'ont pas établi de discrimination parmi tous les échantillons analysés notamment pour l'inhibition de la mobilité et/ou de la bioluminescence de 50% de la population. Notons aussi, que l'inhibition de la croissance algale s'accroît avec l'augmentation de l'apport en eau interstitielle ; il est clair que plus la concentration de toxiques est élevée, plus le nombre de processus affecté chez *Pseudokirchneriella subcapitata* est élevé.

Perspectives

Perspectives

Les résultats obtenus dans cette thèse ont abouti à plusieurs conclusions majeurs qui ouvrent de multiples pistes et perspectives pour les études futures notamment celles en relation avec la contamination et la toxicité par les éléments traces métalliques dans les écosystèmes aquatiques :

- ✚ Les informations données par la concentration métallique pseudo totale seule ne sont pas suffisantes lorsqu'il s'agit de déterminer l'impact environnemental de pollution des systèmes aquatiques puisque les ETM sont présents sous différentes formes chimiques dans les sédiments et les particules en suspension ; ces formes déterminant leur mobilité, leur biodisponibilité ainsi que leur toxicité vis-à-vis de la faune et de la flore aquatique. C'est pourquoi, il serait intéressant d'effectuer des extractions séquentielles pour mieux cerner la mobilité des ETM au sein d'un sédiment afin de mieux corréliser la toxicité potentielle des ETM d'un sédiment à l'activité biologique environnante. En effet, par le calcul des divers indices de toxicité nous avons pu conclure que certains sédiments fortement contaminés par les ETM notamment en cadmium, plomb et zinc, ne présentent pas pour autant un grand danger vis-à-vis de la faune benthique et plus généralement vis-à-vis des organismes aquatiques testés lors des bioessais sur eau interstitielle.
- ✚ Les différents indices de contamination et/ou de toxicité calculés ont révélés des situations préoccupantes pour plusieurs stations et plusieurs ETM. Ces indices, dans leur principe même, sont certainement utiles lorsqu'il convient d'établir un outil de gestion (valeurs guides, valeurs d'interventions, etc.), mais présentent une utilité limitée pour différencier plusieurs sources de pollution ou discriminer une source de contamination ponctuelle d'un signal de contamination diffus. Ces indices se révèlent aussi d'une efficacité limitée lorsqu'il s'agit d'évaluer l'impact réel de la contamination métallique des écosystèmes aquatiques, car les effets, comme signalé plus haut, dépendent davantage de la forme chimique (spéciation) des ETM plutôt que de leurs concentrations totales. C'est pourquoi, il est important que ces derniers soient complétés de surveillance biologique sur matrice solide (sédiment) afin de s'assurer de la toxicité ou l'innocuité de cette dernière.

- ✚ La notion de background des ETM des sédiments correspondant au bruit de fond géochimique reste à développer sur tout le territoire Algérien et pour tout type d'écosystème. Ce dernier est d'une grande importance pour les études visant à évaluer la contamination et/ou la toxicité des matrices aussi bien solides que liquides par les ETM.

- ✚ A noter aussi que des études semblables sur les contaminants organiques seraient nécessaires le long des cours du bassin versant Kebir Rhumel qui continuent à recevoir d'importantes quantités de pesticides et d'hydrocarbures.

- ✚ Comme perspective aussi à notre travail, qui constitue un pas de plus dans les études relatives à la caractérisation d'un problème environnemental sérieux au niveau du bassin versant Kebir Rhumel dont le principal cours d'eau "oued Rhumel" alimente deux barrages, Hammam Grouz destiné à pourvoir l'ouest de la ville de Constantine en eau potable ; et en aval, Beni-Haroun voué à fournir de l'eau à six wilayas, nous suggérons la rémédiation. Bien que nos objectifs n'étaient pas de proposer des solutions pour la gestion et/ou rémédiation de ce milieu, mais d'établir un bilan sur l'état des lieux, le présent travail fournit des données précises sur les lieux nécessitant une intervention immédiate par ceux qui voudront proposer un projet concret de gestion et/ou rémédiation.

Références bibliographiques

A

- Ackay H., Oguz A. et Karapire C., 2003.** Study of metal pollution and speciation in buyak Menderes and Gediz river sediments. *Water research*, **37**, 813-822.
- Adriano D.C., 2001.** Trace Elements in Terrestrial Environments: Biogeochemistry, Bioavailability and Risks of Metals, 2nd Eds. Springer-Verlag, New York, NY, 866p.
- Adriano D.C., 1986.** Trace elements in the terrestrial environment. Springer-Verlag, New York, 533p.
- AFNOR., 1973.** Essais des eaux. Détermination de la résistivité ou de la conductivité électrique. NF- T 90-031.
- AFNOR., 1972.** Essais des eaux. Détermination des matières en suspension. NF- T 90- 105.
- AFNOR., 1953.** Essais des eaux. Mesure électrochimique du pH avec l'électrode de verre. NF- T 90-008.
- Afri-Mehennaoui F.Z., 2006.** Evaluation du niveau de contamination par les métaux lourds de différents compartiments d'un écosystème aquatique (eau, sédiments, faune macroinvertébrés, macrophytes) de l'oued Rhumel et son affluent l'oued Boumerzoug en zone urbaine (Constantine). Thèse de Doctorat en Sciences, Université Mentouri-Constantine. 276p.
- Afri-Mehennaoui F.Z., 1998.** Contribution à l'étude physico-chimique et biologique de l'oued Kébir-Rhumel et de ses principaux affluents. Thèse de Magister en Ecologie. Université de Constantine. 238 p.
- Afri-Mehennaoui, F.Z., Sahli, L. et Mehennaoui, S., 2009.** Evaluation de la contamination par le cadmium, le plomb et le zinc des sédiments de l'oued Rhumel et son affluent le Boumerzoug et leur transfert vers une plante semi-aquatique: *Rorippa Nasturtium-aquaticum* (L.). *Science et Technologie*, **29**, 45-55.
- Afri-Mehennaoui F.Z., Sahli L. et Mehennaoui S., 2004.** Assessment of sediment trace metal level and biological quality of Rhumel river by using multivariate analysis. *Environmetrics*, **15**, 435-446.
- Agence de l'eau Rhône-Méditerranée et Corse (AERMC)., 2002.** Guide technique N° 7. Pollution toxique et écotoxicologie : notion de base. Lyon: Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse. 84p.
- Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie (ADEME)., 2005.** Développement d'une méthode de sélection des tests biologiques de toxicité et de génotoxicité adaptée à différents *scenarii*. Programme de recherche de l'Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie. 262p.
- Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie (ADEME)., 1995.** Les micro-polluants métalliques dans les boues résiduaire des stations d'épuration urbaines, ADEME-INRA, ISBN : 2-86817-100-1, 209p.

- Agence du Bassin Hydrographique (ABH), 2004.** Les Cahiers de l'Agence N° 8. Le Bassin du Kébir-Rhumel. Agence de Bassin Hydrographique Constantinois-Seybouse-Mellegue, Ministère des Ressources en Eau, 44p.
- Agence Française de l'Eau (SEQ-eau), 1999.** Les études des Agences de l'Eau. Système d'Évaluation de la Qualité des cours d'eau. Rapport de présentation. SEQ-Eau (version 1). 59 p.
- Allan J.D., Erickson D.L. et Fay J. 1997.** The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales. *Freshwater Biology*, **37**, 149-161.
- Alloway J.B., 1995.** Soil Pollution and land contamination. In *pollution: Causes, Effects and Control*, Eds. R. M. Harrison. Cambridge. The Royal Society of Chemistry. 318 p.
- Al-Shukry R., Serpaud B., Matejka G. et Caillet C., 1992.** Pollution métallique des sédiments d'un cours d'eau en aval d'un rejet industriel. *Environmental Technology*, **13**, **2**, 141-150.
- Ankley G.T., Thomas N.A., Di Toro D.M., Hansen D.J., Mahony J.D., Berry W.J., Swartz R.C., Hoke R.A., Garrison A.W., Allen H.E. et Zarba C.S., 1994.** Assessing potential bioavailability of metals in sediments: A proposed approach. *Environmental Management*, **8**, 331-337.
- Ankley G.T. et Schubauer-Berigan M.K., 1994.** Comparison of techniques for the isolation of sediment pore water for toxicity testing. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, **27**, 507-512.
- Ankley G., Schubauer-Berigan M.K., Dierkes J., 1991a.** Predicting toxicity of bulk sediments to aquatic organisms with aqueous test fractions: pore water versus elutriates. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **10**, 1359-1366.
- Ankley G.T., Phipps G.L., Leonard E.N., Benoit D.A., Mattson V.R., Kosian P.A., Cotter A.M., Dierkes J.R., Hansen D.J. et Mahony J.D., 1991b.** Acid-volatile sulfide as a factor mediating cadmium and nickel bioavailability in contaminated sediments. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **10**, 1299-1307.
- Ankley G.T., Peterson G.S., Amato J.R. et Jenson J.J., 1990.** Evaluation of sucrose as an alternative to sodium chloride in the Microtox® assay: Comparison to fish and cladoceran tests with freshwater effluents. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **9**, **10**, 1305-1310.
- Anonyme., 2009.** Compte-rendu du séminaire d'écotoxicologie INEE-INRA, La Londe Les Maurés, 28-30 septembre 2009.
- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry), 2001.** Toxicological Profiles for cobalt. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Atlanta, GA: U.S department of Health and Human Services, Public Health Services. Disponible sur <http://www.atsdr.cdc.gov/toxpro2.html>.
- ATSDR., 2000.** Toxicological Profiles for manganese. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Atlanta, GA: U.S department of Health and Human Services, Public Health Services. Disponible sur : <http://www.atsdr.cdc.gov/toxpro2.html>.

ASTDR., 1997. ATSDR's toxicological Profiles on CD-ROM. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, US Public Health Service, Publ: Lewis Publishers.

ATSDR., 1990. Toxicological profiles for copper. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Atlanta, GA: U.S department of health and human services. Public Health Services. Disponible sur : <http://www.atsdr.cdc.gov/toxpro2.html>.

Azzoug R., 2004. Etude phytoécologique des bordures de l'oued Boumerzoug et évaluation de leurs niveaux de contamination métallique (Pb, Zn Cr, Cd, et Cu). Mémoire de Magistère en Ecologie et Ecotoxicologie. Univ. Mentouri de Constantine, 100 p.

B

Babut M. et Perrodin Y., 2001. Evaluation écotoxicologique de sédiments contaminés ou de matériaux de dragages (I) : Présentation et justification de la démarche. Rapport final Cemagref-ENTPE pour CETMEF et VNF 22/12/2000, Compiègne, France vol. 160, 47 p.

Bellair P. et Pomerol C., 1977. Eléments de géologie. Armand Colin, Paris, 528 p.

Benoit D.A., 1976. Toxic effects of hexavalent chromium on brook trout (*Salvelinus fontinalis*) and rainbow trout (*Salmo gairdneri*). Water Research, **10**, 497-500.

Bentellis-Mosbah A., 2004. Evaluation du niveau de contamination métallique des sols des berges de l'oued Rhumel (en amont de sa confluence avec le Boumerzoug) et étude de son impact sur la végétation riveraine. Mémoire de Magistère en Ecologie et Ecotoxicologie, Université de Constantine, 106 p.

Bervoets L. et Blust R., 2003. Metal concentrations in water, sediments and gudgeon (*Gobio gobio*) from a pollution gradient: relationship with fish condition factor. Environmental pollution, **126**, 9-19.

Biesinger K.E. et Christensen G.M., 1972. Effects of various metals on survival, growth, reproduction and metabolism of *Daphnia magna*. Journal of the Fisheries Research Board of Canada, **29**, 1691-1700.

Birge, W.J., 1978. Aquatic toxicology of trace elements of coal and fly ash. Pp 219-240 in J.H. Thorp et J.W. Gibbons, éd. Energy and environmental stress in aquatic systems. U.S. DOE Conf-771114. Washington, DC:U.S. Department of energy.

Blaise C. et Férard J.F., 2005. Effluent assessment with the PEEP (Potential Ecotoxic Effects Probe) Index. pp. 69-87, in : Small-scale Freshwater Toxicity Investigations, Vol. 2, C. Blaise et J.F. Férard (Éds). Springer Publishers.

Blaise C., Férard J.F. et Vasseur P., 1998. Microplate toxicity tests with microalgae: A review. In: "Microscale Testing in Aquatic Toxicol. Advances, Techniques, and Practice". Wells P., Lee K. and Blaise C. Eds. Boca Raton, CRC Press. p 269-288.

- Blasco J., Saenz V. et Gomez-Parra A., 2000.** Heavy-metal fluxes at the sediment-water interface of three coastal ecosystems from south-west of the Iberian Peninsula. *Science of the Total Environment*, 247, 189-199.
- Bliefert C. et Perraud R. 2001.** Chimie de l'Environnement : air, eau, sols, déchets. Traduction et adaptation française : De Boeck Universités. a. Paris, France et Bruxelles, Belgique. (Originally published in the German language by Wiley-VCH Verlag GmbH, 1997, 2^{ème} Eds). 496 p.
- Bodek I., Lyman W., Reehl W. et Rosenblatt D., 1988.** Environmental Inorganic Chemistry: Properties, Processes and Estimation Methods. SETAC Special Publications Series. New York, Pergamon Press. B. Walton and R. Conway. pp. 6.7-1 to 6.7-9.
- Boillot C., 2008.** Evaluation des risques écotoxicologiques liés aux rejets d'effluents hospitaliers dans les milieux aquatiques : Contribution à l'amélioration de la phase "caractérisation des effets". Thèse en Sciences de l'Environnement Industriel et Urbain. Lyon: INSA de Lyon et LSEENTPE, 292 p.
- Bonnet C et Garric J. 2003.** Évaluation de la toxicité des sédiments d'eau douce par des biotests de laboratoire, chapitre VIII. In B. Montuelle, 2003 : Qualité et gestion des sédiments d'eau. 232p.
- Bonnet C., 2000.** Développement de bioessais sur sédiments et applications à l'étude, en laboratoire, de la toxicité de sédiments dulçaquicoles contaminés. Thèse en Toxicologie de l'Environnement. Université Paul Verlaine-Metz, 326 p.
- Bouabdli A., Saidi N., M'Baret S., Escarre J. et Leblanc M., 2005.** Oued Moulouya : vecteur de transport des métaux lourds (Maroc). *Revue des sciences de l'eau*, 18, 2, 199-213.
- Bourelly P. 1966.** Les algues d'eau douce. Tome I: Les algues vertes. Eds. N. Boubée and Cie, Paris. 572 p.
- Bradley S.B. et Cox J.J., 1986.** Heavy metals in the Hamps and Manifold Valleys, North Staffordshire, U.K.: distribution in flood-plain soils. *Science of Total Environment*, 50, 103-128.
- Bravard J.P. et Petts G.E. 1993.** Interférences avec les interventions humaines. In : Amoros C. and G.E. Petts. Eds. *Hydrosystèmes fluviaux*. Masson paris, pp. 233-253.
- Bremond R. et Vuichard R., 1973.** Les paramètres de la qualité des eaux. Eds. La documentation française, Paris. 173 p.
- Brockway D. L., Smith P. D. et Stancil F. E. 1984.** Fate and effects of atrazine in small aquatic microcosms. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 32, 345-353.
- Brockway D.L., Hill J., Maudsley J.R. et Lassiter R.R., 1979.** Development, replicability and modeling of naturally derived microcosms. *International Journal of Environmental Studies*, 13, 149-158.

- Brouwer H., Murphy T.P. et McArdle L., 1990.** A sediment-contact bioassay with *Photobacterium phosphoreum*. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **9**, 1353-1358.
- Buffle J., 1988.** Complexation reactions in aquatic systems : An analytical approach. New York, Ellis Horwood, John Wiley and Sons. 692 p.
- Bulich A.A., Greene M.W. et Isenberg D.L., 1981.** Reliability of the bacterial luminescence assay for determination of the toxicity of pure compounds and complex effluents. *Aquatic Toxicology and Hazard Assessment: Fourth Conference, ASTM STP 737*, D.R. Branson and K.L. Dickson, Eds., American Society for Testing and Materials, pp. 338-347.
- Burgess RM. et Scott KJ., 1992.** The Significance of in-Place Contaminated Marine Sediments on the Water Column: Processes and Effects. In Burton, GAJ (Eds). *Sediment Toxicity Assessment*, Lewis, Chelsea, MI, USA. 129-165.
- Burton GA., 1992.** Sediment toxicity assessment. Lewis Publishers, London, 211 p.

C

- Cairns J.J. et Cherry D.S., 1993.** Freshwater multi-species test systems. In: Calow, P., *Handbook of ecotoxicology*, Vol. 1. Oxford: Blackwell Scientific Publications. pp. 101-116.
- Cairns J.J., Niederlehner B.R. et Pratt J.R., 1990.** Evaluation of joint toxicity of chlorine and ammonia to aquatic communities. *Aquatic Toxicology*, **16**, pp. 87-100
- Calmano W., Ahlf W. et Förstner U., 1996.** Sediment quality assessment: chemical and biological approaches. In: Calmano, W. and Förstner, U., Editors, 1996. *Sediments and Toxic Substances: Environmental Effects and Ecotoxicity*, Springer, Berlin, pp. 1-35.
- Calmano W., Förstner U. et Hong J., 1994.** Mobilization and scavenging of heavy metals following resuspension of anoxic sediments from the Elbe River, American Chemical Society, Washington D.C. ACS Symposium Series, **550**, 298-321.
- Calmano W., Hong J. et Förstner U., 1993.** Binding and mobilization of heavy metals in contaminated sediments affected by pH and redox potential. *Water Science and Technology*, **28**, 8-9, 223-235.
- Calow P., 1993.** General principals and overviews. In: Calow, P., *Handbook of ecotoxicology*, Vol. 1. Oxford, Blackwell Scientific Publications. pp. 1-5.
- Campbell P.G.C., 1995.** Metal speciation and bioavailability in aquatic systems. Tessier A. and Warren D.R. Eds. IUPAC, John Wiley and sons, New York. pp. 45-102.
- Campbell J.A. et Yeats P.A., 1982.** The distribution of manganese, iron, nickel, copper, and cadmium in the waters of Baffin Bay and the Canadian arctic archipelago. *Oceanol Acta*, **5**, 161-168.

- Campy M. et Meybeck M., 1995.** Les sédiments lacustres. Limnologie générale. Paris, Masson, 1995, pp. 185-226.
- Camusso M., Balestrini R. et Binelli A., 2001.** Use of zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) to assess trace metal contamination in the largest Italian subalpine lakes. *Chemosphere*, **44**, 263-270.
- Canadian Food Inspection Agency., 2004.** Canadian guidelines for chemical contaminants and toxins in fish and fish products. Canadian Food Inspection Agency, Canada. Disponible sur: <http://www.inspection.gc.ca/english/anim/fispoi/guide/chme.shtml>, (31.03.04).
- Caquet T., Lagadic L., Monod G., Lacaze J.C. et Coute A., 2001.** Variability of physicochemical and biological parameters between replicated outdoor freshwater lentic mesocosms. *Ecotoxicology*, **10**, 51-66.
- Caquet T., Lagadic L. et Sheffield S.R., 2000.** Mesocosms in Ecotoxicology (1): Outdoor aquatic systems environment. *Reviews of environmental contamination and toxicology*, **165**, 1-38.
- Caquet T., Lagadic L., Jonot O., Baturu W., Kilanda M., Simon P., Le Bras S., Echaubard M. et Ramade F., 1996.** Outdoor experimental ponds (mesocosms) designed for long-term ecotoxicological studies in aquatic environment. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **34**, 125-133.
- Carpentier S., Moilleron R., Beltran C., Hervé D. et Thévenot D., 2002(a).** Quality of dredged materials in the river Seine basin (France)-I. Physico-chemical properties. *The Science of the Total Environment*, **295**, 101-113.
- Carpentier S., Moilleron R., Beltran C., Hervé D. et Thévenot D., 2002(b).** Quality of dredge material in the river Seine basin (France). II. Micropollutants. *Science of Total Environment*, **299**, 57-72.
- Carr R.S., et Chapman D.C., 1995.** Comparison of methods for conducting marine and estuarine sediment porewater toxicity tests-Extraction, storage and handling techniques. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, **28**, 69-77.
- Carthy M.C., Hedges M. et Benner J., 1996.** Major biochemical composition of dissolved high molecular weight organic matter in seawater. *Marine Chemistry*, **55**, 281-297.
- Casas J. M., Rosas H., Solé M. et Lao C. 2003.** Heavy metals and metalloids in sediments from The Libregat basin, Spain. *Environmental Geology*, **44**, 325-332.
- Cauzzi N., 2007.** Evaluation de l'éco-compatibilité de sédiments contaminés, traités et non traités par un procédé physico-chimique, dans le cadre d'un scénario de dépôt en gravière- Etude en microcosmes aquatiques. Thèse en Sciences et Techniques du Déchet. Villeurbanne et Vaulx-en-Velin: INSA de Lyon et LSE-ENTPE, 341p.
- CE (Commission Européenne), 2000.** Directive 2000/60/CE du Parlement européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau. *Journal officiel des Communautés européennes* L 327, 1-73.

- CE., 1999.** Risk assessment for zinc metal. Part 2: Human health. European Commission. Brussels, Belgium.
- Chandra R., Pandey P.K. et Srivastava A., 2003.** Comparative toxicological evaluation of untreated and treated tannery effluent with *Nostoc muscorum* L. (Algal assay) and Microtox bioassay. *Environmental Monitoring and Assessment*, **95**, 287-294.
- Chapman P.M., Wang F., Janssen C., Persoone G. et Allen H.E., 1998.** Ecotoxicology of metals in aquatic sediments: binding and release, bioavailability, risk assessment, and remediation. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **55**, 2212-2243.
- Chapman D., 1992.** Water quality assessment. A guide to use of biota, sediments and water in environmental monitoring. Chapman and Hall Publishing, Cambridge, 412 p.
- Charrière A., 1990.** Héritage hercynien et évolution géodynamique alpine d'une chaîne intracontinentale : Le Moyen Atlas au sud-est de Fès (Maroc). Thèse d'Etat, Université Paul Sabatier, Toulouse III, France, 589 p.
- Chèvre N., 2000.** Etude et modélisation des effets écotoxicologiques d'un micropolluant organique sur *Daphnia magna* et *Pseudokirchneriella subcapitata*. Thèse de doctorat de l'école polytechnique fédérale de Lausanne, 206p.
- Chiffolleau J.F., Claisse D., Cossa D., Ficht A., Gonzalez G., Guyot T., Michel P., Miramand P., Oger C. et Petit F., 2001.** La contamination métallique. Programme scientifique Seine-Aval. Plouzané (France) : Eds IFREMER. 39p.
- Christensen E.R., Scherfig J. et Dixon P.S., 1979.** Effects of manganese, copper and lead on *Selenastrum capricornutum* and *Chlorella stigmatophora*, *Water Research*, **13**, 79-92.
- Citeau L., 2004.** Etude des colloïdes naturels présents dans les eaux gravitaires de sols contaminés: relation entre nature des colloïdes et réactivité vis-à-vis des métaux (Zn, Cd, Pb, Cu). Thèse de doctorat de l'INA-PG, 251p.
- CNRC (Centre National de Recherches Canada), 1979.** Les effets du cadmium dans l'environnement canadien (CNRC No. 16744), 150 p.
- Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement (CCME), 2002.** Recommandations canadiennes pour la qualité des sédiments : Protection de la vie aquatique. Tableaux sommaires. Mise à jour, dans Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, 1999, Winnipeg, le Conseil.
- Consulting Engineers Holland (BKH), 1995.** Criteria setting: Compilation of procedures and effect based criteria used in various countries. BKH consulting engineers. Ministry of housing, spatial planning and environment, RO216082/56. The Hague, The Netherlands.
- Cosandey C. et Robinson M. 2000.** Hydrologie continentale. Armand Colin Eds. Paris, 360 p.
- Costan G., Bermingham N., Blaise C. et Férard J.F. 1993.** Potential ecotoxic effects probe: A novel index to assess and compare the toxic potential of industrial effluents. *Environmental Toxicology and Water Quality*, **8**, 2, 115-140.

- Coza A., Rodriguez-Obeso O., Alonso-Santurdea R., Ivarez-Guerra M.A., Andresa A., Viguria J.R., Mantzavinos D. et Kalogerakis N., 2008.** Toxicity bioassays in core sediments from the bay of Santander, Northern Spain. *Environmental Research*, **106**, 304-312.
- Cosandey C. et Robinson M., 2000.** *Hydrologie continentale*. Eds. Armand Colin, Paris, 360 p.
- Cranston R.E. et Murray J.W., 1978.** The determination of chromium species in natural waters. *Analytica Chimica Acta*, **99**, 275-282.
- Crossland N.O. et La Point T.W., 1992.** The design of mesocosm experiment. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **11**, 1-4.

D

- Dai M., Martin J.M. et Cauwer G., 1995.** Significant role of colloids in the transport and transformation of organic carbon and trace metals in the Rhone Delta, France. *Marine Chemistry*, **51**, 159-175.
- Dameron C. et Howe P.D., 1998.** Copper Environmental Health criteria n°200. Geneva, World Health Organization.
- Dave G. et Xiu R.Q., 1991.** Toxicity of mercury, copper, nickel, lead, and cobalt to embryos and larvae of zebrafish, *Brachydanio rerio*. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, **21**, 1, 126-134.
- Davoren M., Ni Shuilleabhain S., O'Halloran J., Hartl M.G.J., Sheehan D., O'Brien N.M., Van Pelt F.N.A.M. et Mothersill C., 2005.** A Test battery approach for the ecotoxicological evaluation of estuarine sediments. *Ecotoxicology*, **14**, 741-755.
- Delistraty D. et Yokel J., 2007.** Chemical and ecotoxicological characterization of Columbia River sediments below the Hanford site (USA). Original Research Article. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **66**, 1, 16-28.
- Depledge M.H., 1993.** The rational basis for the use of biomarkers as ecotoxicological tools. In Fossu M.C. and Leonzio C. Eds. *Nondestructive biomarkers in vertebrates*. Lexis publishers, Florida, USA, pp. 261-285.
- Devez A., Gomez E., Gilbin R., Elbaz Poulichet F., Persin F., Andrieux P. et Casellas C., 2005.** Assessment of copper bioavailability and toxicity in vineyard runoff waters by DPASV and algal bioassay. *Science of total Environment*, **348**, 1-3, 82-92.
- Di Toro D.M., Zarba C.S., Hansen D.J., Berry W.J., Swartz R.C., Cowan C.E., Pavlou S.P., Allen H.E., Thomas N.A. and Paquin P.R. 1991.** Technical basis for establishing sediment quality criteria for nonionic organic chemicals using equilibrium partitioning, *Environmental Toxicology and Chemistry*, **10**, 1541-1583.
- Djebbar M., Bencheikh-Lehocine M., Bakalowicz M. et Meniai A.H., 2004.** Identification hydrogéochimique du karst hydrothermal constantinois (Algérie nord-orientale). *Sciences et Technologie*, **22**, 133-140.

- Doherty F.G., 2001.** A review of the Microtox toxicity test system for assessing the toxicity of sediments and soils. *Water Quality Research Journal Canadian*, **36**, 30, 465-518.
- Duchaufour P., 1977.** Pédologie I. Pédogenèse et classification. Ed. Masson, Paris, 477 pp.
- Dzombak D.A. et Morel F.M.M., 1990.** Surface Complexation Modeling. Hydrous Ferric Oxide. Wiley, New York, 393 p.

E

- Eaton J.G., McKim J.M. et Holcombe G.W., 1978.** Metal toxicity to embryos and larvae of seven freshwater fish species-I. Cadmium Bulletin. *Environmental Contamination and Toxicology*, **19**, 45-103.
- Ebert, D., 2005.** Ecology, Epidemiology and Evolution of Parasitism in Daphnia. Bethesda (MD): National Library of Medicine (US), National Center for Biotechnology Information. Disponible sur: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/>
- Efron B., 1981.** Censored data and the bootstrap. *Journal of the American Statistical Association*, **76**, 312-319.
- El Ganaoui O., 2002.** Modélisation de la dynamique sédimentaire pour les transferts des radionucléides dans les cours d'eau. Thèse de doctorat, Université de la Méditerranée Aix-Marseille II, Ecole Supérieure de Mécanique de Marseille, 201 p.
- El Hadeff El Okki M., 2002.** Evaluation, par les lombriciens, de la pollution métallique (Cd, Cu, Pb et Zn) des sols des bords de l'oued Rhumel. Mémoire de Magistère en Ecologie et Ecotoxicologie, Université de Constantine, 91p.
- El-Rayis A.O. et Saad M.A.H., 1985.** Concentration of Cu, Cd, Zn, Fe and Mn in the Nile river water and its contribution to the Mediterranean. *Journées Etudes Pollution, CIESM*, **7**, 45-52.
- Elliot H.A., Liberati M.R. et Huang C.P., 1986.** Competitive adsorption of heavy metals by soils. *Journal of Environmental Quality*, **15**, 214-219.
- Elnabarawy M.T., Welter A.N. et Robideau R.R., 1986.** Relative sensitivity of three Daphnia species to selected organic and inorganic chemicals. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **5**, 393-398.
- EN 28 692., 1993.** Water quality. Fresh water algal growth inhibition Test with *Scenedesmus subspicatus* and *Selenastrum capricornutum* (ISP 8692:1996). Prague, Czech Standards Institute. 13 p.
- EN ISO 11348-3 (International Organisation for Standardisation), 1998.** Qualité de l'eau. Détermination de l'effet inhibiteur d'échantillons d'eau sur la luminescence de *Vibrio fischeri*. 15 p.
- EN ISO 6341 (T90-301), 1996.** Détermination de l'inhibition de la mobilité de *Daphnia magna* Strauss (Cladocera, Crustacea). Genève, 14p.

EN ISO 8692., 1989. Qualité de l'eau. Essai d'inhibition de la croissance des algues d'eau douce avec *Scenedesmus subcapitatus* ou *Selenastrum capricornutum*. Norme, ISO8692:1989(F), Genève, International Standard Organisation. 13 p.

Environnement Canada et Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs., 2008. Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments au Québec et cadres d'application : prévention, dragage et restauration. Disponible sur : http://www.planstlaurent.qc.ca/centre_ref/publications/diverses/Qualite_criteres_sediments_f.pdf.

Environnement Canada., 1994. Document d'orientation sur le prélèvement et la préparation de sédiments en vue de leur caractérisation physico-chimique et d'essais biologiques, Environnement Canada, Ottawa, 134p.

Environnement Canada., 1992. Biological test method: growth inhibition test using the freshwater alga *Selenastrum capricornutum*, EPS 1/RM/25, Ottawa, Environment Canada.

Environnement Canada., 1990. Biological test method: acute lethality test using *Daphnia spp.* Environnement Canada. Rapport EPS 1/RM/11. Ontario (Canada).

Environmental Protection Agency (EPA)., 1993. Probit Program. Environmental Protection Agency. Cincinnati.

EPA., 1978. The *Selenastrum capricornutum* Printz Algal Assay Bottle. Test. EPA (United States Environmental Protection Agency). EPA 600/9 78 018.

Everard M. and Powell A. 2002. Rivers as living systems. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, **12**, 329-337

F

Fedan B., 1988. Evolution géodynamique d'un bassin intraplaque sur décrochement : le Moyen Atlas (Maroc) durant le Méso-Cénozoïque. Thèse d'Etat Univ. Mohammed V, Fac. Sci. Rabat, 338 p.

Feiler U., Krebs F. et Heininger P., 2006. Aquatic plant bioassays used in the assessment of water quality in German rivers. Hydrobiologia, **570**, 67-71

Fekhaoui M., Abou Zaid H. et Foutlane A., 1993. Etude de la contamination métallique des sédiments et des algues de l'oued Sebou soumis aux rejets de la ville de Fès (Maroc). Bulletin de l'Institut des Sciences. Rabat, **17**, 13-20.

Férard J.F., Vasseur P., Danoux L. et Larbaigt G., 1983. Application d'un test d'inhibition de luminescence bactérienne à l'étude toxicologique d'effluents complexes et de substances chimiques. Revue Française des Sciences de l'Eau, **2**, 221-237.

Férard J.F., 2012, Ecotoxicology: Historical overview and perspectives In : Encyclopedia of aquatic ecotoxicology, Férard et Blaise (Eds), Springer, Dordrecht, Pays-Bas. (sous presse).

- Flammarion P. et Péry A., 2004.** Apports de la modélisation des effets des toxiques sur l'individu et la population en écotoxicologie aquatique. *Journal of Water Science*, **17**, 4, 489-502.
- Flemming C.A. et Trevors J.T., 1989.** Copper toxicity and chemistry in the environment: a review. *Water, Air and Soil Pollution*, **44**, 143-158
- Fliedner A. et Klein W., 1996.** Effects of lindane on the planktonic community in freshwater microcosms *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **33**, 228-35.
- Forbes V.E. et Forbes T.L., 1997.** *Ecotoxicologie - Théorie et applications*. Paris : INRA Eds. 256 p.
- Förster J., 1996.** Patterns of roof runoff contamination and their potential implications on practice and regulation of treatment and infiltration. *Water Science and Technology*, **33**, 6, 39-48.
- Forstner U. et Wittman, G.T.W., 1983.** *Metal pollution in the aquatic environment*. 2nd Eds. Springer Verlag Publishers, New York. pp. 110-194.
- Förstner U., 1995.** Non-linear release of metals from aquatic sediments; *In Biogeodynamics of pollutants in soils and sediments: Risk Assessment of delayed and non-linear responses*; Eds. Salomons W. and Stigliani W.M. Berlin, Allemagne Springer, pp. 247-307.
- Förstner U., 1989.** *Contaminated sediments*. Springer-Verlag. Berlin, DEU, 157 p.
- Förstner U., 1987.** Sediment-associated contaminants-an overview of scientific bases for developing remedial options. *Hydrobiologia*, **149**, 221-246.
- Förstner U., Aslf W., Calmano W., Kersten M. et Salomons W., 1986.** Mobility of heavy metals in degraded harbour sediments. *In Sediments and Water interactions*, Sly-Peter-Ged. Springer-Verlag New York, United States, pp. 371-380.
- Förstner U. et Wittmann G.T.W., 1981.** *Metal pollution in the aquatic environment*. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg New York, 486 p.
- Förstner V. et Wittmann G.T.W., 1979.** *Metal pollution in aquatic environment*. Springer Verlag, 468p.
- Franklin N.M., Stauber J.L., Apte S.C. et Lim R.P., 2002 (a).** Effect of initial cell density on the bioavailability and toxicity of copper in microalgal bioassays. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **21**, 742-751.
- Franklin N.M., Stauber J.L., Lim R.P. et Petocz P., 2002 (b).** Toxicity of metal mixtures to a tropical freshwater alga (*Chlorella* sp.): the effect of interactions between copper, cadmium, and zinc on metal cell binding and uptake. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **21**, 2412-2422.
- Franklin N.M., Stauber J.L. Markich S.J. et Lim R.P. 2000.** pH-dependent toxicity of copper and uranium to a tropical freshwater alga (*Chlorella* sp.). *Aquatic Toxicology*, **48**, 275-289.

9

- Garret R.R., 2000.** Natural sources of metals to the environnement. Human and Ecological Risk Assesment, **6**, 945-963.
- Gaujous D., 1995.** La pollution des milieux aquatiques : aide-mémoire. Eds Technique et Documentation Lavoisier, 220 p.
- Gauss J.D., Woods P.E., Winner R.W. et Skillings J.H., 1985.** Acute toxicity of copper to three life stages of *Chironomus tentans* as affected by water hardness-alkalinity. Environmental Pollution, **37**, 149-157.
- Geesey G.G., Borstad L. et Chapman P.M., 1984.** Influence of flow-related events on concentration and phase distribution of metals in the lower Fraser River and a small tributary stream in British Columbia, Canada. Water Research, **18**, 233-238.
- Geis S.W., Fleming K.L., Korthals E.T., Searle G., Reynolds L. et Karner D.A., 2000.** Modifications to the algal growth inhibition test for use as a regulatory assay. Environmental Toxicology and Chemistry, **19**, 36-41.
- Giesy J.P., et Hoke R.A., 1989.** Freshwater sediment toxicity bioassessment: Rationale for species selection and test design. Journal of Great Lakes Research, **15**, 539-569.
- Giesy J.P., Rosiu C.J., Graney R.L. et Henry M.G., 1990.** Benthic invertebrate bioassays with toxic sediment and pore water. Environmental Toxicology and Chemistry, **9**, 233-248.
- Gilbin R., 2001.** Caractérisation de l'exposition des écosystèmes aquatiques à des produits phytosanitaires : spéciation, biodisponibilité et toxicité. Exemple du cuivre dans les eaux de ruissellement de parcelles viticoles (Roujan, Hérault, France). Thèse en cotutelle : université Montpellier 1 et Faculté des Sciences de l'Université de Genève, 192p.
- Gobas F.A.P.C. et Hang X., 1994.** Interactions of organic pollutants with particulate and dissolved organic matter in the aquatic environment. pp 83-92. In Hamelink, J.L., Landrum P.F., Bergman H.L., Benson W.H. Eds. Bioavailability: Physical, Chemical, and Biological Interactions. Lewis Publishers, Boca Raton, LA. 239 p.
- Gonzalez S., Petrovic M., Barcelo D., 2004.** Simultaneous extraction and fate of linear alkylbenzene sulfonates, coconut diethanol amides, nonylphenol ethoxylates and their degradation products in wastewater treatment plants, receiving coastal waters and sediments in the Catalanian area (NE Spain). Journal of Chromatography A, 1052, 111-120.
- Grumiaux F., Demuynck S., Lepretre A. et Dhainaut-Courtois N., 1997.** Teneurs métalliques et organiques dans les sédiments et effets sur les communautés benthiques dans deux cours d'eau représentatifs de la région Nord/Pas-de-Calais. In: Contaminated soils. Third International Conference on the Biogeochemistry of trace elements. Eds., INRA, CD-Rom, Paris.

Gundacker C., 1999. Tissue specific heavy metal (Cd, Pb, Cu, Zn) deposition in a natural population of the Zebra mussel *Dreissena polymorpha* Pallas. *Chemosphere*, **38**, 14, 3339-3356.

Gupta S.K., Vollmer M.K. et Krebs R., 1996. The importance of mobile, mobilisable and pseudo total heavy metal fractions in soil for three-level risk assessment and risk management. *Science of Total Environment*, **178**, 11-20.

H

Hakanson L., 1980. Ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Water Research*, **14**, 5, 975-1001

Hansen D.J., Berry W.J., Mahony J.D., Boothman W.S., DiToro D.M., Robson D.L., Ankley D.G.T., Ma D., Yan Q. et Pesh C.E., 1996. Predicting the toxicity of metal-contaminated field sediments using interstitial concentrations of metals and acid-volatile sulfide normalizations. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **15**, 2080-2094.

Harding J.S., Benfield E.F., Bolstad P.V., Helfman G.S. and Jones E.B.D., 1998. Stream biodiversity: the ghost of land use past. *Proceedings of the National Academy of Sciences. U.S.* **95**, 14843-14847.

Hayes K.F., Chen C.C. and McAvoy D.C., 1995. Quaternary ammonium surfactant effects on sorption of trace metals onto quartz and aluminosilicates. *Soil Science Society of America Journal*, **59**, 380-387.

Hébert S. et Légaré S., 2000. Suivi de la qualité des rivières et petits cours d'eau. Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère de l'Environnement, n° ENV-2001-0141, rapport n° QE-123, Québec.

Hirst J. et Aston S., 1983. Behaviour of copper, zinc, iron and manganese during experimental resuspension and reoxidation of polluted anoxic sediments, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **16**, 549-558.

Holtzapffel T., 1985. Les minéraux argileux, préparation, analyse diffractométrique et détermination. Publication n°12, Société Géologique du Nord. ISSN 0291-3062.

HSDB (Hazardous Substances Data Bank), 2003. Information from the Hazardous Substances Data Bank. Xylene. Toxicology Data Network System. National Library of Medicine. Bethesda, MD.

HSDB., 2002a. Copper (I) oxide. Hazardous Substances Data Banks, National Library of Medicine. Disponible sur : <http://www.toxnet.nlm.nih.gov>.

HSDB., 2002b. Cobalt. Hazardous Substances Data Bank, National Library of Medicine. Disponible sur : <http://www.toxnet.nlm.nih.gov>.

HSDB., 2001. Hazardous Substances Data Bank, National Library of Medicine (2001). TOXNET (Toxicology Data Network). *Ammonia*. Disponible sur: <http://toxnet.nlm.nih.gov/>

HSDB., 2000a. Zinc. Hazardous Substances Data Bank, National Library of Medicine.

HSDB., 2000b. Plomb, Hazardous Substances Data Bank, National Library of Medicine.
Disponible sur : <http://www.toxnet.nlm.nih.gov>.

/

INERIS (Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques), 2004. Devenir et comportement des métaux dans l'eau : biodisponibilité et modèles BLM. Rapport technique. Paris: INERIS. Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable. Direction de l'Eau. Unité "Evaluation des Risques Ecotoxicologiques", 85p.

Ingersoll C.G., MacDonald D.D., Wang N., Crane J.L., Field L.J., Haverland P.S., Kemble N.E., Lindskoog R.A., Severn C. et Smorong D.E., 2001. Prediction of sediment toxicity using consensus-based freshwater sediment quality guidelines. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, **41**, 8-21.

Ingersoll C.G., MacDonald D.D., Wang N., Crane J.L., Field L.J., Haverland P.S., Kemble N.E., Lindskoog R.A., Severn C. et Smorong, D.E., 2000. Prediction of sediment toxicity using consensus-based freshwater sediment quality guidelines, U.S. Environmental Protection Agency (USEPA), Great lakes national program office, Chicago, IL (2004-02-25), 33p. Disponible sur: <http://www.cerc.usgs.gov/pubs/center/pdfdocs/91126.pdf>.

IUCLID (International Uniform Chemical Information Database)a, 2000. International Uniform Chemical Information Database. European Commission ISPRA. CD. In zinc et ses derives. Disponible sur : www.ineris.fr/substances/fr/substance/getDocument/2867.

IUCLID, 2000b. Manganese carbonate. International Uniform Chemical Information Database, European Commission ISPRA. CD-ROM.

IUCLID, 2000c. Manganese dioxide. International Uniform Chemical Information Database, European Commission ISPRA. CD-ROM.

]

Jansen R.A.G., Van Leeuwen H.P., Cleven R.F.M.J. et Van den Hoop M.A.G.T., 1998. Speciation and lability of zinc(II) in river waters. Environmental Science and Technology, **32**, 3882-3388.

Janssen C.R. et Persoone G., 1993. Rapid toxicity screening tests for aquatic biota: 1. Methodology and experiments with *Daphnia magna*. Environmental Toxicology and Chemistry, **12**, 711-717.

Jdid EA., Blazy P., Kamoun S., Guedria A., Marouf B. et Kitane S., 1999. Environmental impact of mining activity on the pollution of the Medjerda river, north west Tunisia. Bulletin of Engineering Geology and the Environment, **57**, 273-280.

Jouany J.M., 1971. Nuisances et écologie. Actualités pharmaceutiques, **69**, 11-22.

Juste C., Chassin P., Gomez A., Linères M. et Mocquot B., 1995. Les micropolluants métalliques dans les boues résiduaires des stations d'épuration urbaines. Eds . ADEME, Paris, 209p.

K

Kabata-Pendias A. et Pendias H., 1992. Traces elements in soil and plants, 2nd Eds CRC presse, 365p.

Kaiser K., 1998. Correlations of *Vibrio fisheri* bacteria test data with bioassay data for other organisms. Environmental Health Perspectives, **106**, 2, 583-591.

Kaiser P., 1983. The role of soil micro-organisms in savanna ecosystems. In: Bourliere, F., Eds. Tropical Savannas, Elsevier, Amsterdam, pp. 541-557.

Kaiser D., et Losick R., 1993. How and why bacteria talk to each other. Cell, **73**, 873-885.

Keddy C.J., Greene J.C. et Bonnell M.A., 1995. Review of whole-organism bioassays: Soil, freshwater sediment, and freshwater assessment in Canada. Ecotoxicology and Environmental Safety, **30**, 3, 221-251.

Keddy C., Greene J.C. et Bonnell M.A., 1994. Examen des biotests effectués sur des organismes entiers pour l'évaluation de la qualité des sols, des sédiments et des eaux douces au Canada. Environnement Canada, Direction générale de la conservation des écosystèmes. Etude n° 198, série scientifique. Ottawa (Ontario).

Kerboua F., 2003. Evaluation de la contamination métallique (Cd, Cu, Pb, Zn) des sols des bords de l'Oued Boumerzoug (Constantine) par les lumbricidae. Mémoire de Magistère en Ecologie et Ecotoxicologie. ISN, Univ. Mentouri de Constantine, 97p

Khalid R.A., Patrick W.H. et Gambrell R.P., 1978. Effect of dissolved oxygen on chemical transformations of heavy metals, phosphorus and nitrogen in estuarine sediment. Estuarine Coastal and Marine Science, **6**, 21-35.

Khamar M., Bouya D. et Ronneau C., 2000. Pollution métallique et organique des eaux et des sédiments d'un cours d'eau marocain par les rejets liquides urbains. Water Quality Research Journal-Canada, **35**, 1, 147-161.

Kim S., 1999. Effects of complexation kinetics on bioavailability of copper to *Ceriodaphnia dubia*. Thèse PhD, Civil and Environmental Engineering, University of Delaware. 202 p.

Kimball K.D. et Levin S.A., 1985, Limitations of laboratory bioassays : the need for ecosystem level testing. BioScience, **35**, 165-171

Kraepiel A.M.L., Chiffoleau J.F., Martin J.M. et Morel F.M.M., 1997. Geochemistry of trace metals in the Gironde estuary. Geochimica and Cosmochimica Acta, **61**, 1421-1436.

Kribi S., 2005. Décomposition des matières organiques et stabilisation des métaux lourds dans les sédiments de dragage. Thèse de doctorat. Lyon : chimie Lyon. 220p.

Kuhn R., Pattard M., Pernak K. et Winter A., 1989. Results of the harmful effects of water pollutants to *Daphnia magna* in the 21 day reproduction test. Water research, **23**, 501-510.

L

Laadila M., 1996. Stades de l'évolution de la plate-forme carbonatée du Moyen-Atlas (Maroc). Thèse d'Etat, Fac. Sci. Rabat, 427 p.

Laane R.E., 1992. Background concentrations of natural compounds in rivers, sea water, atmosphere and mussels. Ministry of transport, public works and water management. DGW-92.033.

Lafont M., 1989. Contribution à la gestion des eaux continentales : utilisation des oligochètes comme descripteurs de l'état biologique et du degré de pollution des eaux et des sédiments. Thèse de Doctorat en Sciences, Université Lyon I, 311 p.

Lane T.W. et Morel F.M.M., 2000. A biological function for cadmium in marine diatoms. Proceedings of the National Academy of Sciences, **97**, 4627-4631.

Laperche V., Dictor M.C., Clozel-Leloup B. et Baranger P., 2004. Guide méthodologique du plomb appliqué à la gestion des sites et sols pollués, Rapport final BRGM, RP-52881-FR.

Lebrun., 1972. La pollution chimique des eaux. Thèse de Doctorat. Paris. pp. 10-55.

Leenaers H., Schouten C.J. et Rang M.C., 1988. Variability of the metal content of flood deposits. Environmental Geology and Water Sciences, **11**, 95-106.

Lin C.F., Lo S.S., Lin H.W. et Lee Y., 1998. Stabilization of cadmium contaminated soils using synthesised zeolite. Journal of hazardous materials, **60**, 217-226.

Lions J., 2004. Étude hydrogéochimique de la mobilité de polluants inorganiques dans des sédiments de curage mis en dépôt: expérimentations, études in situ et modélisation, Thèse de doctorat. École Nationale Supérieure des Mines de Paris. France, 248p.

Lobersli E., Gjengedal E. et Steinnes E., 1991. Impact of soil acidification on the mobility of metals in the soil-plant system. In Heavy Metals in the Environment (Vernet J.P. Eds. Elsevier. Amsterdam, Netherlands), 37-53.

Lock K., Janssen C.R. et De Coen W.M., 2000. Multivariate test designs to assess the influence of zinc and cadmium bioavailability in soils on the toxicity to *Enchytraeus albidus*. Environmental Toxicology and Chemistry, **19**, 2666-2671.

Long E.R. et Chapman P.M. 1985. A sediment quality triad: Measures of sediment contamination, toxicity and in faunal community composition in Puget Sound. Marine Pollution Bulletin, **16**, 10, 405-415.

Long E.R., Field L.J. et MacDonald D.D., 1998. Predicting toxicity in marine sediments with numerical sediment quality guidelines. Environmental Toxicology and Chemistry, **17**, 4, 714-727.

Long E., Macdonald D., Smith S. et Calder F., 1995. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environmental Management*, **19**, 81-97.

Long E.R. et Morgan L.G., 1990. The potential for biological effects of sediment-sorbed contaminants tested in the National Status and Trends Program. NOAA Technical Memorandum NOS OMA 52, National Oceanographic and Atmospheric Administration, Seattle, WA, 175p.

Long E.R., Buchman M.F., Bay S.M., Bretler D.J., Chapman P.M., Hose J.E., Lissner A.L., Scott J. et Wolte D.A., 1990. Comparative evaluation of five toxicity tests with sediment from San Francisco Bay and Tomales Bay, California. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **9**, 1193-1214.

Lors C., Ponge J.F., Aldaya M.M. et Damidot D., 2010. Comparison of solid-phase bioassays and ecoscores to evaluate the toxicity of contaminated soils. *Environmental Pollution*, **158**, 2640-2647.

M

Ma H., Kim S., Cha D.K et Allen H.E., 1999. Effect of kinetics of complexation by humic acid on toxicity of copper to *Ceriodaphnia dubia*. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **18**, 5, 828-837.

MacDonald D.D., Dipinto L.M., Field J., Ingersoll C.G., Long E.R. et Swartz C., 2000. Development and evaluation of consensus-based sediment effect concentrations for polychlorinated biphenyls. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **19**, **5**, 1404-1413.

MacDonald D.D., Ingersoll C.G. et Berger T.A., 2000. Development and evaluation of consensusbased sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, **39**, 20-31.

MacDonald D.D., Carr R.S., Calder F.D., Long E.R. et Ingersoll C.G., 1996. Development and evaluation of sediment quality guidelines for Florida coastal waters. *Ecotoxicology*, **5**, 4, 253-278.

Manar R., Bessi H. et Vasseur P. 2009. Reproductive Effects and Bioaccumulation of Chlordane in *Daphnia magna*. *Environmental toxicology and chemistry*, **28**, 10, 2150-2159.

Manjunatha B.R., Balakrishna K., Shanker R. and Mahalingam T.R. 2001. Geochemistry and assessment of metal pollution in soils and river India. components of a monsoon-dominated environment near Karwar, southwest Coast. *Environmental Geology*, **40**, 1462-1470.

Marchand M. et Kantin R. 1997. Les métaux traces en milieu aquatique. *Océanis*, **23**, 4, 595-629.

Martin J.M. et Windom H.L., 1991. Present and future roles of ocean margins in regulating marine biogeochemical cycles of trace elements. In: Mantoura RFC, Martin JM and

Wollast R. Eds Ocean Margin Processes in Global Change. John Wiley & Sons Ltd., New Jersey, USA. pp 45-68.

Martin J.M. et Whitfield M., 1983. The significance of the river input of chemical elements to the ocean. In Trace metals in sea water. Wong, C.S., Boyle, E., Bruland, K.W., Burton, J.D. and Goldberg, E.D. Eds. New York: Plenum, pp. 265-296.

Martin J.M. et Meybeck M., 1979. Elemental mass-balance of material carried by major world rivers. *Marine Chemistry*, **7**, 173-206.

Mason A.Z. et Jenkins K.D., 1995. Metal detoxification in aquatic organisms. In: Metal Speciation and Bioavailability in Aquatic Systems. Eds. A Tessier and DR Turner. John Wiley and Sons, New York, pp. 479-608.

Mayer J.F., Marking L.L, Bills T.D et Howe G.E., 1994. Physicochemical factors affecting toxicity in freshwater: Hardness, pH, and temperature (chapter 1). In Bioavailability: Physical, chemical and biological interactions, Eds. JL Hamelink, PF Landrum, HL Bergman and WH Benson, Lewis Publishers, Boca Raton, 5-22.

McBride M.B., 1980. Chemisorption of Cd^{2+} on calcite surfaces. *Soil Science Society of America Journal*, **44**, 26-28.

McCarthy L.H., Williams T.G., Stephens G.R., Peddle J., Robertson K. et Gregor D.J., 1997. Baseline studies in the Slave River, NWT, 1990-1994: Part I. Evaluation of the chemical quality of water and suspended sediment from the Slave River (NWT). Original Research Article *Science of The Total Environment*, **197**, 1-3, 21-53.

McCarthy M., Hedges J. et Benner R., 1996. Major biochemical composition of dissolved high molecular weight organic matter in seawater. *Marine Chemistry*, **55**, 281-297.

McCulley F. and Gilman I. 1991. Literature review: geochemical fate and transport of anthropogenic lead released to the soil environment. Prepared for the Lead Industries Association, Washington, D.C. 39 p.

McKim J.M., Eaton J.G. et Holcombe G.W., 1978. Metal toxicity to embryos and larvae of eight species of freshwater fish-II: copper. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, **19**, 608-616.

Mebarki A. et Bencheikh-Lehocine M. 1997. Sources et charges de pollution dans le bassin du Kebir-Rhumel (Algérie orientale). *Éléments d'étude pour la protection des ressources en eau. Revue Rhumel*, **5**, pp 33-52.

Mebarki A., 2005. Hydrologie des bassins versants de l'est Algérien : Ressources en eau, aménagement et environnement. Thèse de doctorat d'état. Université Mentouri-Constantine. 360p.

Mebarki A., 2000. Etiages, rejets et protection des ressources en eau des bassins méditerranéens de l'Algérie orientale. *Géocarrefour*, **75**, 4. L'interface nature-sociétés dans les hydrosystèmes fluviaux. pp. 399-416.

- Mebarki A., 1984.** Ressources en eau et aménagement en Algérie. Le bassin du Kebir Rhumel (Algérie). Doctorat troisième cycle. Office des Publications Universitaires. Alger. 302 p.
- Mebarki A., 1982.** Le bassin du Kébir-Rhumel (Algérie). Hydrologie de surface et aménagement des ressources en eau, thèse doctorat de 3^{ème} cycle, Université de Nancy II, 304p.
- Mebarki A. et Laborde J.P., 2005.** Ressources hydrologiques et stratégie d'aménagement et de protection des eaux : cas de l'Algérie orientale, Congrès international : De l'eau pour le développement durable dans le bassin méditerranéen, Ecole Nationale Polytechnique, LRS Eau, Alger 21-22-23 mai 2005, Algerian Journal of Technology, numéro spécial, pp. 21-31.
- Mebarki A. et Thomas C., 1988.** Analyse des relations entre écoulements superficiels et souterrains à partir des hydrogrammes des cours d'eau. Application au bassin du Kébir-Rhumel dans le Constantinois (Algérie), Hydrologie continentale, O.R.S.T.O.M., Paris, **3**, 2, pp. 89-103.
- Merian E., 1991.** Metals and their Compounds in the Environment: Occurrence, Analysis and Biological Relevance. VCH Publishers, Weinheim, Germany, pp. 803-851.
- Meybeck M., 1998.** Man and river interface: multiple impacts on water and particulates chemistry illustrated by the river Seine basin. Hydrobiologia, 373-374, 1-20.
- Meybeck M., 1984.** Les fleuves et le cycle géochimique des éléments. Thèse d'état en science de géologie, Université Pierre et Marie Curie, Paris VI, 588p.
- Meybeck M., Guéguen Y., Dürr H., Grosbois C., Lachartre L., Bacq N., Théry S. et Horowitz A., 2003.** Vers un système expert pour réaliser le bilan de la contamination métallique du réseau hydrographique. Rapport PIREN-Seine 2002, thème "Transferts des contaminants".
- Meyer R.L., Allen D.E. et Schmidt S. 2008.** Nitrification and denitrification as sources of sediment nitrous oxide production: A microsensor approach. Marine Chemistry, 110, 68-76.
- Michel X., 1993.** Contribution à l'étude des interactions entre les contaminants chimiques, organiques et les organismes marins : bases moléculaires et applications à la biosurveillance de l'environnement côtier. Thèse de doctorat de l'Université Bordeaux 1. 234 p.
- Microbics Corporation., 1992.** Microtox Manual. A Toxicity Testing Handbook, Vol 2-Detailed Protocols, Vol 3-Condensed Protocols, Vol 4-Data Quality Applying Results Carlsbad, CA, USA.
- Mielke H.W., Gonzales C.R., Smith M.K. et 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. Science of Total Environment, **24**, 2, 249-259.

- Miquel G., 2001.** Rapport sur les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé, Moffett and Brand, 1996, Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques, 360 p.
- Moffett J. and Brand L. 1996.** Production of strong, extracellular Cu chelators by marine cyanobacteria in response to Cu stress. *Limnology and Oceanography*, **41**, 3, 388-395.
- Moffett J.W., 1997.** The importance of microbial Mn oxydation in the upper ocean: A comparison of the Sargasso Sea and equatorial Pacific. *Deep-Sea Res. Part I-Oceanography. Research Paper*, **44**, 1277-1291.
- Moore D.W., Dillon T.M. et Gamble E.W., 1995.** Long-term storage of sediments: implications for sediment toxicity testing. *Environmental Pollution*, **89**, 2, 147-154.
- Moriarty F., 1990.** *Ecotoxicology. The study of pollutants in Ecosystems.* Academic Press, London, 289 p.
- Morillo J., Usero J. et Gracia I., 2002.** Partitioning of metals in sediments from the Odiel River (Spain). *Environment International*, **28**, 263-271.
- Mouabad A. et Pihan J.C. 1993.** Le test comportemental de *Dreissena polymorpha* : un outil biologique de prévision et d'évaluation de la toxicité en milieu d'eau douce. *Hydroécologie Appliquée*, **5**, 1, 97-109.
- Müller G., 1981.** The heavy metal pollution of the sediments of Neckars and its tributary: a stocktaking. *Chemical Zeitung*, **105**, 157-164.
- Müller G., 1969.** Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River. *Geology Journal*, **2**, 109-118.
- Murray J.W., Spell B. et Paul B., 1983.** The contrasting geochemistry of manganese and chromium in the eastern tropical Pacific Ocean. In *Trace Metals in Sea Water*. Eds. CS Wong, E. Boyle, KW Bruland, JD Burton, and ED Goldberg), pp. 643-669.
- Mustin M., 1987.** *Le compost.* Eds. François Dubusc. 954 p.

N

- Naimo T.J., 1995.** A review of the effects of heavy metals on freshwater mussels. *Ecotoxicology*, **4**, 341-362.
- Newman M.C. et Jagoe C.H., 1994.** Ligands and the bioavailability of metals in aquatic environments. In: Hamelink, JL, Landrum, PF, Bergman, HL, Benson, WH. Eds., *Bioavailability: Physical, Chemical, and Biological Interactions.* CRC Press, pp. 39-62.
- NF ISO 14235., 1998.** Qualité du sol. Dosage du carbone organique par oxydation sulfochromique.

- NF T90-375 (Norme Française), 1998.** Qualité de l'eau-Détermination de la toxicité chronique des eaux par l'inhibition de la croissance de l'algue d'eau douce *Pseudokirchneriella subcapitata* (*Selenastrum capricornutum*). AFNOR. 13 p.
- NF ISO 11466., 1995.** Qualité du sol-Extraction des éléments en traces solubles dans l'eau régale in AFNOR (1999). Qualité des sols. Volume 1. AFNOR Paris, 566 p.
- NF ISO 10693/X31-105., 1995.** Qualité du sol. Détermination de la teneur en carbonate. Méthode volumétrique. Paris: AFONR (1995).
- N'guessan Y.M., Probst J.L., Bur T. et Probst A., 2009.** Trace elements in stream bed sediments from agricultural catchments (Gascogne region, S-W France): Where do they come from? *Science of Total Environment*, **407**, 2939-2952.
- Nisbet M. et Verneaux J., 1970.** Composantes chimiques des eaux courantes ; discussion et proposition de classes en tant que base d'interprétation des analyses chimiques. *Annales de Limnologie*, **6**, 2, 161-190.
- Nolting R. et Helder W. 1990.** Distribution of nickel in sediment and pore water in the Golfe du Lion (Mediterranean Sea). *Water Pollution Research Report 20*. EROS 2000. M.J.M.B.H. Eds.
- Nriagu J.O., 1990.** Le zinc dans l'environnement, Partie I: Cyclisme écologique. In: RL Metcalf and W. Stumm. Eds. *Wiley Interscience Series of Texts and Monographs*: New York, John Wiley and Sons, p. Dans: RL Metcalf et W. Stumm. Eds. *Wiley Interscience série de textes et monographies*: New York, John Wiley and Sons, 453 p.
- Nygaard G., Komarek J., Kristiansen J. et Skulberg O.L., 1986.** Taxonomic designations of the bioassay algal NIVA-CHL1 (*Selenastrum capricornutum*) and some related strains. *Opera Botanica*, **90**, 1-46.
- Nyholm N., 1991.** Toxic effects on algal phosphate uptake. *Environmental toxicology and chemistry*, **10**, 581-584.
- Nyholm N., 1989.** *Methods for growth inhibition toxicity tests with freshwater algae*. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **8**, 689-703.
- Nyström B. et Blanck H., 1998.** Effects of the sulfonyleurea herbicide metsulfuron methyl on growth and molecular synthesis in the green alga *Selenastrum capricornutum*. *Aquatic toxicology*, **43**, 1, 25-39.
- O
- Oberholster P.J., Botha A.M. et Cloete T.E., 2005.** Using a battery of bioassays, benthic phytoplankton and the AUSRIVAS method to monitor long-term coal tar contaminated sediment in the Cache la Poudre River, Colorado. *Water Research*, **39**, 4913-4924.
- OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development), 1996.** *Daphnia magna* reproduction test. Proposal for Updating Guideline 202, Part II, Revised Draft Document, Paris, France. 22 p.

- OCDE 202., 1995.** *Daphnia* sp, Acute Immobilization test and reproduction test, (Draft, August 1995). OECD Test Guideline 202 Part II, *Daphnia magna* Reproduction test.
- OCDE., 1984.** Algues, essai d'inhibition de la croissance-Ligne directrice de l'OCDE pour les essais de produits chimiques. Ligne directrice n°201, Organisation pour la Coopération et le Développement Economique.
- O'Donnel, J.R., Kaplan B.M. et Allen H.E., 1985.** Bioavailability of trace metals in natural waters. In Aquatic Toxicology and Hazard Assessment. 7th Symp. ASTM Spec. Tech. Publ. 854. R.D. Cardwell, R. Purdy et R.C. Bahner Eds. American Society for Testing and Materials, Philadelphie, Pennsylvanie, p. 485-500.
- OMS IPCS., 1988.** Environmental Health Criteria 61: Chromium. World Health Organization, International program on Chemical Safety (IPCS). Disponible sur : <http://www.inchem.org/fullist.htm>.
- Ouahrani G. et Gheribi-Aoulmi Z., 2007.** Apport des lombriciens à l'estimation des éléments traces (Cd, Cu, Pb et Zn) des sols bordant l'oued Rhumel (Constantine). *Ecologia mediterranea*- **33**, 12, 73-84.

P

- Pardos M., Dominik J. et Houriet J.P., 2003.** Micropolluants dans les sédiments. Métaux et micropolluants organiques dans les matières en suspension et sédiments superficiels des grands cours d'eau suisses. Cahiers de l'environnement. Office Fédéral de l'Environnement, des Forêts et du Paysage, Berne. No. 358.
- Pardos M., Benninghoff C., Guéguen C., Thomas R.L., Dobrowolski J. et Dominik J., 2000.** Suspended matter water-elutriate toxicity from water and waste water in Cracow (Poland) evaluated with Microtox® and *Selenastrum capricornutum* assays. *Lakes and Reservoirs: Research and Management*, **5**, 67-73.
- Pardos M., 1996.** Tests écotoxicologiques avec la monoculture algale *Raphidocelis subspicata*, le nanoplankton indigène du Léman et la bactérie *Vibrio fischeri*: développements et exemples d'applications pour la gestion des milieux aquatiques. Thèse de doctorat, Sciences de la Terre, Université de Genève. 139 p.
- Parent-Raoult C., 2004.** Étude en systèmes artificiels de laboratoire des effets de Rejets urbains de temps de pluie sur les communautés périphytiques : influence de facteurs d'exposition. Thèse Université Claude Bernard, Lyon 1-Analyse et Modélisation des Systèmes Biologiques, Spécialité : Ecosystèmes, Evolution, Modélisation, Microbiologie, 240 p.
- Paulsson M., Nyström B. et Blanck H., 2000.** Long-term toxicity of zinc to bacteria and algae in periphyton communities from the river Göta Älv, based on a microcosm study. *Aquatic Toxicology*, **47**, 243-257.
- Peierls B.L., Carraco N.E., Pace M.L. and Cole J.J. 1991.** Human influence on river nitrogen. *Nature*, **350**, 386-387.

- Pereira-Ramos L., 1989.** Exploitation critique des résultats d'analyses des métaux sur sédiments et bryophytes dans le bassin Seine-Normandie. De 1979 à 1988. Rapport AFBSN-IHC, 90 p.
- Persoon G., Janssen C. et De Coen W., 2000.** New microbiotests for routine toxicity screening and biomonitoring. New York, Kluwer Academic/Plenum Publishers. 550 p.
- Peterson G.S., Ankley G.T. et Leonard E.N., 1996.** Effects of bioturbation on metal-sulfide oxidation in surficial freshwater sediments. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **15**, 2147-2155.
- Pettine M. et Millero F.J., 1990.** Chromium Speciation in seawater. The Probable role of hydrogen peroxide. *Limnology and Oceanography*, **35**, 730-736.
- Pharmaceutica J. 1993.** The acute toxicity of cadmium on the growth of the unicellular green alga *Selenastrum capricornutum*. 23p. Final environmental assessment report n°AASc/0013. Belgium. Disponible sur : <http://www.janssenpharmaceutica.be>.
- Poff N.L., Allan D., Bain M.B., Karr J.R., Prestegard K.L., Richter B.D., Sparks R.E. et Stromberg J.C. 1997.** The natural flow regime: a paradigm for river conservation and restoration. *Bioscience*, **47**, 769-784.
- Power E.A. et Chapman P.M., 1992.** Assessing sediment quality. In Burton, GAJ Eds. *Sediment Toxicity Assessment*, Lewis, Chelsea, MI, USA. 1-18.
- Pratt J.R. et Mochan D., Xu Z., 1997.** Rapid toxicity estimation using soil ciliates: sensitivity and bioavailability, *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, **58**, 387-393.
- Price F.D., Kuroda K. and Rudnicki M.A. 2007.** Stem cell based therapies to treat muscular dystrophy. *Biochimica et Biophysica Acta*, **1772**, 2, 272-83.
- Price N.M. et Morel F.M.M., 1990.** Cadmium and cobalt substitution for zinc in marine diatoms. *Nature*, **344**, 656-660.
- Prix N.M. et Morel F.M., 1994.** Trace metal nutrition and toxicity in phytoplankton, in *Algae and water pollution*. E.Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, pp 79-97.
- Prokop Z., Vangheluwe M.L., Van Sprang P.A., Janssen C.R. et Holoubek I., 2003.** Mobility and toxicity of metals in sandy sediments deposited on land. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **54**, 65-73.

Q

R

- Rai D., Eary L.E. et Zachara J.M., 1989.** Environmental chemistry of chromium. *Science of Total Environment*, **86**, 15-23.

- Ramade F., 2007.** Introduction à l'écotoxicologie. Fondements et applications. Paris : Lavoisier, TEC et DOC. 618 p.
- Ramade F., 2002.** Dictionnaire encyclopédique de l'écologie et des sciences de l'environnement. Paris : Dunod. 1075 p.
- Ramade F., 1998.** Dictionnaire encyclopédique des sciences de l'eau. Eds. Paris, FRA. 785 p.
- Ramade F. 1993.** Environmental and ecotoxicological problems in the Mediterranean countries. The Science of the Total Environment Supply, **1**, 97-107.
- Ramade F., 1992.** Précis d'écotoxicologie. Paris, Masson. 224 p.
- Rasmussen A.D. et Andersen O., 1999.** Cadmium transfer between water and sediments studied in laboratory experiments and with a computer model. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, **63**, 6, 720-727.
- Raven J.A., Evans M.C.W. et Korb R.E., 1999.** The role of trace metals in photosynthetic electron transport in O₂ evolving organisms. Photosynthesis Research, **60**, 111-149.
- Reddy K.R., D'Angelo E.M. and Harris W., 1998.** Biogeochemistry of wetlands. *In* : Summer M.E. Eds. Handbook of Soil Science, CRC Press, Boca Raton, FL, USA, pp. 89-119.
- Ribo J.M et Kaiser K.L.E., 1987.** *Photobacterium phosphoreum* toxicity bioassay: test procedures and applications (1). Toxicity Assessment, pp. 305-323
- Rioboo C., González O., Herrero C. et Cid A., 2002.** Physiological response of freshwater microalga (*Chlorella vulgaris*) to triazine and phenylurea herbicides. Aquatic Toxicology, **59**, 225-235.
- RIVM (Netherlands National Institute for Public Health and the Environment), 1999.** Environmental Risk Assessment for Zinc Metal, Draft of 21 December, 1999.
- Robbe D., 1981.** Pollution métallique du milieu naturel. Guide méthodologique de leur étude à partir des sédiments. Rapport bibliographique. Rapport de recherche LPC 104. Ministère de l'urbanisme et du logement, Ministère des transports, Nantes. 88 p.
- Rodier J., 1996.** Analyse d'un sédiment. Détermination du pH. *In* : L'analyse de l'eau-eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer. 8^e Eds. Paris : Dunod, 1996, 738 p.
- Rodier J., 1989.** Analyse de l'eau, 6e édition. Omega, Barcelone, Omega, Barcelone, 1059 p.
- Rodier J., 1984.** Analyse de l'eau : eau naturelle, eau résiduaire, eau de mer. Eds. Dunod Bordas. Paris. 7^{ème} Eds. 1365 p.
- Rubio B., Nombela M.A. et Vilas F., 2000.** Geochemistry of major and trace elements in sediments of the Ría de Vigo (NW Spain): An assessment of metal pollution. Marine Pollution Bulletin, **40**, 968-980.

Ruiz F., 2001. Trace metals in estuarine sediments from the southwestern Spanish Coast. *Marine Pollution Bulletin*, **42**, 482-490.

S

Sahli L., 2002. Evaluation de la contamination par le cadmium, le plomb, le chrome et le manganèse dans les sédiments, les macroinvertébrés et une plante aquatique (*Roripa nasturtium aquaticum*) dans l'oued Rhumel et son affluent l'oued Boumerzoug en zone urbaine. Mémoire de Magistère, Université Mentouri-Constantine. 126 p.

Salomons W. et Förstner U., 1984. Metals in the hydrocycle (Springer-Verlag, Berlin Heidelberg New York Tokyo). 379 p.

Samoura C.A.K., 2004. Evaluation et modélisation de la toxicité de mélanges de métaux (Cd, Cr, Cu, Pb, Zn) sur l'algue d'eau douce *Pseudokirchneriella subcapitata*. Faculté des Sciences de l'Université de Genève et Faculté des Sciences de l'Université de Lausanne. Genève: Université de Genève, 103 p.

Santiago S., Becker Van Slooten K., Chèvre N., Pardos M., Benninghoff C., Dumas M., Thybaud E. et Garrivier F., 2002. Guide pour l'utilisation des tests écotoxicologiques avec les daphnies, les bactéries luminescentes et les algues vertes, appliqués aux échantillons de l'environnement. Soluval Santiago. Suisse: Soluval Santiago, Institut F.-A. Forel (Université de Genève), Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne. 55 p.

Santschi P.H., Presley B.J., Wade T.L., Garcia-Romero B. et Baskaran M., 2001. Historical contamination of PAHs, PCBs, DDTs, and heavy metals in Mississippi river delta, Galveston bay and Tampa bay sediment cores. *Marine Environmental Research*, **52**, 51-79.

Santschi P.M., Guo.L., Means J.C. et Ravichandran M., 1999. Natural organic matter binding of trace metals and trace organic contaminants in estuaries. In Bianchi T.S, Pennock J.R. et Twilley R.R. Eds. *Biochemistry of gulf of Mexico Estuaries*. John Wiley & Sons, Ltd, USA, 347-380.

Saulnier I. et Gagnon C., 2009. Background Levels of Metals in St. Lawrence River Sediments: Implications for Sediment Quality Criteria and Environmental Management. *Integrated Environmental Assessment and Management*, **2**, 2, 126-141.

Saulnier I. et Mucci A., 2000. Trace metal remobilization following the resuspension of estuarine sediments: Saguenay Fjord, Canada. *Applied Geochemistry*, **15**, 2, 191-210.

Sbrilli G., Bimbi B., Cioni F., Pagliai L., Luchi F. et Lanciotti E., 2005. Surface and ground waters characterization in Tuscany (Italy) by using algal bioassay and pesticide determinations: comparative evaluation of the results and hazard assessment of the pesticides impact on primary productivity. *Chemosphere*, **58**, 5, 571-578.

Schemel L.E., Kimball B.A. et Bencala K.E., 2000. Colloid formation and metal transport through two mixing zones affected by acid mine drainage near Silverton, Colorado. *Applied Geochemistry*, **15**, 1003-1018.

- Schiewe M.H., Hawk E.G., Actor D.I. et Krahn M.M., 1985.** Use of bacterial bioluminescence assay to assess toxicity of contaminated marine sediments. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **42**, 1244-1248.
- Semhi K., Suchet P.A., Clauer N. et Probst J.L. 2000.** Impact of nitrogen fertilizers on the natural weathering-erosion processes and fluvial transport in the Garonne basin. *Applied Geochemistry*, **15**, 865-878.
- SEQ-Eau. Système d'évaluation de la qualité des cours d'eau., 2003.** Version 2. Agences de l'Eau/Min. Envir. Développement Durable, Paris, 106 p.
- SEQ-Eau., 1999.** Les outils d'évaluation de la qualité des cours d'eau. Les études des Agences de l'Eau n°72.
- Serpaud B., Al-Shukry R., Casteignau M. et Matejka G., 1994.** Adsorption des métaux lourds par les sédiments superficiels d'un cours d'eau: rôle du pH, de la température et de la composition du sédiment. *Revue des Sciences de l'eau*, **7**, 343-365.
- Sigg L., Behra P. et Stumm W., 2006.** Chimie des milieux aquatiques. Chimie des eaux naturelles et des interfaces dans l'environnement. 4^e Eds. Paris: Dunod, 564 p.
- Sigg L., Behra P. et Stumm W., 2001.** Chimie des milieux aquatiques: chimie des eaux naturelles et des interfaces dans l'environnement. Dunod, Paris, 567 p.
- Sigg L., Stumm W. et Behra P., 1992.** Chimie des milieux aquatiques : Chimie des eaux naturelles et des interfaces dans l'environnement. Eds. Masson, 391 p.
- Singh M., Müller G. et Singh I.B., 2002.** Heavy Metals in freshly deposited stream sediments of rivers associated with urbanisation of the Ganga Plain, India. *Water, Air, and Soil Pollution*, **141**, 35-54.
- Singh A.K., Hasnain S.I. et Banerjee D.K., 2000.** Grain size and geochemical partitioning of heavy metals in sediments of the Damodar river - a tributary of the lower Ganga, India. *Environmental Geology*, **39**, 90-98.
- Sinley J.R., Goett J.P. et Davies P.H. 1974.** The effect of zinc on rainbow trout (*Salmo gairdneri*) in hard and soft water. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, **12**, 193-201.
- Sorme L. et Lagerkvist R. 2002.** Sources of heavy metals in urban wastewater in Stockholm. *Science of The Total Environment*, **298**, 131-45.
- Sposito G., 1989.** The chemistry of soils. Oxford University Press, Oxford, 277 p.
- Statham P., Leclercq S., Hart V., Batte M., Auger Y., Wartel M. et Cheftel J., 1999.** Dissolved and particulate trace metal fluxes through the central English Channel, and the influence of coastal gyres. *Continental Shelf Research*, **19**, 15-16, 2019-2040.
- Steedman R.J., 1988.** Modification and assessment of an index of biotic integrity to quantify stream quality in southern Ontario. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **45**, 492-501.

St-Laurent D., Blaise C., MacQuarrie P., Scroggins R. et Trottier B., 1992. Comparative assessment of herbicide phytotoxicity to *Selenastrum capricornutum* using microplate and flask bioassay procedures. *Environmental Toxicology and Water Quality*, **7**, 35-48.

Stauber J.L., Andrade S., Ramirez M., Adams M. et Correa J.A., 2005. Copper bioavailability in a coastal environment of Northern Chile: Comparison of bioassay and analytical speciation approaches. *Marine Pollution Bulletin*, **50**, 1363-1372.

Stebbing A.R.D., 1982. Hormesis: the stimulation of growth by low levels of inhibitors. *Science of Total Environment*, **22**, 213-234.

Stephenson M. et Mackie G. L. 1988. Total cadmium concentrations in the water and littoral sediments of central Ontario Lakes. *Water Air and Soil Pollution*, **38**, 121-136.

Stone M. et Droppo I.G., 1996. Distribution of lead, copper and zinc in size-fractionated river bed sediment in two agricultural catchment of southern Ontario, Canada. *Environmental Pollution*, **93**, 353-362.

Stumm W. 1992. Chemistry of the solid-water interface: Processes at the mineral-water and particle-water interface in natural waters. John Wiley and Sons, Eds, New York. 428 p.

T

Tadesse W., Shuford J.W., Taylor R.W., Adriano D.G. et Sajwan K.S., 1991. Comparative availability to wheat of metals from sewage sludge and organic salts. *Water air and soil pollution*, **55**, 397-408.

Tauw Environnement et Ophrys., 2001. Guide méthodologique de la caractérisation des sédiments, projet de curage et surveillance des sédiments. Version 1. 410 p.

Tessier A., Carignan R. et Belzile N., 1994. Processes occurring at the sediment - water interface: emphasis on trace metals. In *Chemical and biological regulation of aquatic systems*. Eds. J. Buffle and R. De Vitre. Lewis Publishers, Boca Raton, Fla. pp. 139-175.

Tessier A.O., Campbell P.G.C. et Bisson M., 1982. Particulate trace metal speciation in stream sédiments and relationships with grain size: Implications for geochemical exploration. *Journal of Geochemical Exploration*, **16**, 77-104.

Tessier A.O., Campbell P.G.C. et Bisson M., 1980. Trace métal speciation in the Yamaska and St. François Rivers (Québec). *Canadian Journal of Earth Sciences*, **17**, 90-105.

Tessier A., Campbell P.G.C. et Bisson M., 1979. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Analytical Chemistry*, **51**, 7, 844-850.

Thévenot D.R., Moilleron R., Lestel L., Gromaire M.C., Rocher V., Cambier P., Bonté P., Colin J.L., De Ponteves C. et Meybeck M., 2007. Critical budget of metal sources and pathways in the Seine River basin (1994-2003) for Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb and Zn. *Science of The Total Environment. Human activity and material fluxes in a regional river basin. The Seine River watershed-Seine Special Issue*, **375**, 180-203.

Thévenot D.R., Meybeck M. et Lestel L., 2002. Rapport de Synthèse, Métaux lourds : des bilans en mutation. Programme PIREN-Seine 1998-2001. 78 p.

Thomas R. et Meybeck M., 1992. The use of particulate material, *In* Chapman D. Eds. Water Quality Assessments. A guide to the use of Biota sediments and Water in environmental monitoring. Chapman & Hall Ltd. London. pp 121-170.

TNO, 1992. Cobalt. Netherlands organization for Applied Scientific Research. IMW-R-92/277.

Tolun L.G., Okay O.S., Gaines A.F., Tolay M., Tüfekçi H. et Kiratli N., 2001. The pollution status and the toxicity of surface sediments in Izmit Bay (Marmara Sea), Turkey. *Environment International*, **26**, 163-168.

Triffault-Bouchet G., 2004. Effets sur les écosystèmes aquatiques lenticques des émissions de polluants provenant de différents modes de valorisation/élimination de déchets- Application à des mâchefers d'UIOM et à des boues de dragage de canaux. Thèse. Spécialité : Biologie et Biochimie Appliquées. Chambéry, Vaux en Velin: Université de Savoie et LSE de l'ENTPE, 309 p.

Tyler R.G., Gerthe J. et Brummer G., 1984. The sorption of Cd, Zn and Ni by soils clay fraction: procedures for partition of bound forms and their interpretation. *Geoduma*, **34**, 1-16.

U

Urbanczyk H., Ast J.C., Higgins M.J., Carson J. and Dunlap P.V. 2007. Reclassification of *Vibrio fischeri*, *Vibrio logei*, *Vibrio salmonicida* and *Vibrio wodanis* as *Aliivibrio fischeri* gen. nov., comb. nov., *Aliivibrio logei* comb. nov., *Aliivibrio salmonicida* comb. nov. and *Aliivibrio wodanis* comb. nov. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, **57**, 2823-2829.

Ure A.M., 1996. Single extraction schemes for soil analysis and related applications. *Science of Total Environment*, **178**, 3-10.

United States Environmental Protection Agency (USEPA), 2007. Sediment Toxicity Identification Evaluation (TIE) Phases I, II, and III Guidance Document EPA/600/R-07/080 Office of Research and Development. Washington, DC. 134 p.

USEPA., 1989. Green algae, *Selenastrum capricornutum*, Growth Test. Test Method 1003.0, EPA/600/4-91/002 "Short-Term methods for estimating the Chronic Toxicity of Effluents and Receiving waters to Freshwater Organisms", Cincinnati, USEPA. Environmental Monitoring System Lab. pp. 147-174.

USEPA., 1978. The *Selenastrum capricornutum* Printz alga assay bottle test. United States Environmental Protection Agency. Corvallis (Oregon), Rep. EPA/600/9-78/018.

V

Van Den Berg C.M.G., 1993. Complex formation and the chemistry of selected trace elements in estuaries. *Estuaries*, **16**, 512-520.

- Van Der Oost R., Beyer J. et Vermeulen N.P.E., 2003.** Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review, *Environmental Toxicology and Pharmacology*, **13**, 57-149.
- Van den Berg G et Zwolsman J, 2000.** New method for the determination of background concentrations for heavy metals in water. *H2O*, **24**, 23-25.
- Van der Berg C., Luca D. et Rebello A. 1986.** Organic-copper interactions in Guanabara Bay, Brazil. An electrochemical study of copper complexation by dissolved organic material in a tropical bay. *The Science of the Total Environment*, **58**, 37-45.
- Van Ginneken I. 1994.** The Acute Toxicity of Zinc Powder in the Zebrafish (*Brachydanio rerio*). Janssen Pharmaceutica N.V. Beerse, Belgium. AFB/0024.
- Van Sprang P.A. et Janssen C.R., 1997.** Identification and confirmation of ammonia toxicity in contaminated sediments using a modified toxicity identification evaluation approach. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **16**, 12, 2501-2507.
- Vauléon C., Tiffreau C. et Laboudigue A. 2001.** Migration des polluants métalliques: cas d'un dépôt de sédiments contaminés sur un sol non pollué. *La houille blanche*, **8**, 48-52.
- Vasseur P., Ferard J.F., Rast C. et Larbaigt G., 1984.** Luminescent marine bacteria in acute toxicity testing. In *Ecotox, Testing for the Marine Environment*. Persoone, G., Jaspers, E. and Claus C., Eds. **2**, 381-386.
- Velasquez I.B., Jacinto G.S. et Valera F.S., 2002.** The speciation of dissolved copper, cadmium and zinc in Manila Bay. *Philippines Marine Pollution Bulletin*, **45**, 210-217.
- Versteeg D.J., Stalmanst M., Dyer S.D. et Janssen C., 1997.** Ceriodaphnia and daphnia: a comparison of their sensitivity to xenobiotics and utility as a test species. *Chemosphere*, **34**, 4, 869-892.
- Vindimian E., Garric J., Flammarion P., Thybaud E., et Babut M. 2005.** An index of effluent aquatic toxicity designed by partial least squares regression, using acute and chronic tests and expert judgments. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **18**, 2386-2391.
- Vindimian E., Robaut C. et Fillion G., 1983.** A method for co-operative and non co-operative binding studies using non-linear regression analysis on a microcomputer. *Journal of Applied Biochemistry*, **5**, 261-268.
- W*
- Walling D.E., et Fang D., 2003.** Recent trends in the suspended sediment loads of the world's rivers. *Global and Planetary Change*, **39**, 1-2, 111-126.
- Wainright S.C. et Hopkinson J.C.S., 1997.** Effects of sediment resuspension on organic matter processing in coastal environments: a simulation model. *Journal of Marine Systems*, **11**, 353-368.

Wang L., Lyons J., Kanehl P.D. et Gatti R., 1997. Influences of watershed land use on habitat quality and biotic integrity in Wisconsin streams. *Fisheries*, **7**, 6-12.

Wei T.L., Yang W.L., Lai Z.N., Zhang Q. et Liu M., 2002. Residues of heavy metals in economic aquatic animal muscles in Pearl River estuary. South China. *Journal of Fishery Sciences of China*, **9**, 172-176.

Welcomme R.L., 1983. River basins. *FAO Fish. Tech. Pap.* 202, 1-60.

Wells P., Lee K. et Blaise C., 1997. *Microscale Testing in Aquatic Toxicology. Advances Techniques and Practice.* Boca Raton, CRC Press. 679 p.

Wen X. et Allen E.H., 1999. Mobilization of heavy metals from Le An River sediment. *Science of Total Environment*, **227**, 101-108.

World Health Organization (WHO), 2005. Manganese and its compounds: environmental aspects. *Concise International Chemical Assessment Document-CICAD-63.* Genève (CH). 63 p.

X

XP P94-047., 1998. Sols : reconnaissance et essais-Détermination de la teneur pondérale en matières organiques d'un matériau. Méthode par calcination. SSN 0335-3931. 6 p.

Y

Z

Zipper C., Komarneni S. et Baker D.E., 1988. Spécific cadmium sorption in relation to the crystal chemistry of clay minerals. *Soil Science Society of America Journal*, **52**, 49-53.

Zoumis T., Schmidt A., Grigorova L. et Calmano W., 2001. Contaminants in sediments: remobilisation and demobilisation. *Science of Total Environment*, **266**, 195-202.

Zuurdeeg B.W., Van Enk R.J. and Vriend S.P. 1992. Natural background levels of heavy metals and some other trace elements in Netherlands surface waters. Ministry of Housing, Geochemical Publication.

Annexes

Annexe 1 : Protocole de terrain

Cours d'eau : Station :
 Date : Heure :
 Temps : T° de l'air :
 T° de l'eau :
 Couleur de l'eau :

Macrohabitat :

Type :	Crénon (source)	Rhitron (en montagne)	Potamon (en plaine)
Largeur :	< 1	1-2	2-3 > 3
Profondeur moyenne :	0.1	0.1-0.5	0.5-1 > 1 m
Pente :	< 1	1-3	3-7 > 7 ‰
Vitesse du courant :	Très rapide	Rapide	Modéré Lent Stagnant

Type de substrat :

Dominants :

Blocs-Cailloux (< 20 mm)
 Gravier (2 – 20 mm)
 Sable (0,2 – 2 mm)
 Vase-Boue (< 0.2 mm)

Accessoires :

Blocs-Cailloux
 Gravier
 Sable
 Vase-Boue

<i>Conditions du substrat :</i>	Pur	Recouvert de MO	Feuilles	Autres
<i>Transparence :</i>	Clair	Trouble	Très trouble	
<i>Couverture :</i>	Couvert	A moitié couvert		

Type de paysage :

Zone naturelle
 Prairie
 Champ de culture
 Agglomération
 Zone industrielle

Faune et flore :

Macroinvertébrés : Denses Moyens Rares Absents
 Spécificités de la flore :

Spécificités de l'échantillonnage :

Méthode d'échantillonnage :
 Durée de l'échantillonnage :
 Surface échantillonnée :
 Substrat échantillonné :

Autres :

Annexe 2 : Fiche récapitulative du test d'écotoxicité aiguë sur *Daphnia magna* EN ISO 6341 (T 90-301), 1996

1. Principe du test

Le principe du test est la détermination, pour un produit toxique ou un échantillon environnemental donné, la concentration qui, en 24 et/ou 48h, immobilise 50% des daphnies de l'expérience. Le protocole est basé sur la directive de la norme EN ISO 6341 (T 90-301), (1996).

2. Matériel et solutions

2.1. Matériel

- Tubes à essai en verre (contenu 15-20 ml),
- Néonates de moins de 24 heures,
- Micropipettes de différents volumes,
- Pipettes pasteur à bout cassé et arrondi avec une flamme (pour récupérer les daphnies),
- Boîte de pétri en plastique.

2.2. Milieu ISO et Solutions

🚦 La composition du milieu ISO (ou eau de dilution) est obtenue par mélange de 25ml de chacune des quatre solutions dans un litre d'eau distillée :

- ✓ Solution 1 : Chlorure de calcium ($\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) 8.8 g qsp 1000 ml,
- ✓ Solution 2 : Sulfate de magnésium ($\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) 4.93 g qsp 1000 ml,
- ✓ Solution 3 : Hydrogénocarbonate de sodium (NaHCO_3) 2.59 g qsp 1000 ml,
- ✓ Solution 4 : Chlorure de potassium (KCl) 0.23 g qsp 1000 ml.

Une fois mélangé, cette eau de dilution doit être aérée jusqu'à ce que la concentration en oxygène dissous ait atteint la valeur de saturation dans l'air et jusqu'à stabilisation du pH (7.8 ± 0.2). Si nécessaire, le pH peut être ajusté par ajout d'une solution d'hydroxyde de sodium (NaOH) ou d'acide chlorhydrique (HCl).

🚦 Solution stock de 20 mg/l de $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ dans du milieu ISO (régulièrement renouvelée).

🚦 Echantillon à tester (eau interstitielle pour cette étude).

3. Conditions du test

- ✓ Durée: 24 et/ou 48 heures,
- ✓ Température: 20 ± 1 °C,

- ✓ pH de l'échantillon: entre 6 et 9,
- ✓ Obscurité,
- ✓ Test statique (pas de renouvellement du milieu).

4. Préparation des échantillons

🚧 Pour les produits purs :

- ✓ Les solutions de produits purs sont préparées dans le milieu ISO. Celui-ci ne contient en effet pas d'EDTA qui peut influencer les tests en complexant les ETM. Les dilutions se font ensuite toujours avec le milieu ISO.
- ✓ Avant l'essai, les paramètres suivants sont déterminés dans l'échantillon: pH, O₂ dissous, conductivité.

🚧 Echantillons environnementaux :

- ✓ Les échantillons (effluents, lixiviats, eau interstitielle, etc.) seront prélevés de préférence dans des flacons en verre. Pour un test préliminaire plus un test définitif, il faut compter au minimum 300 ml. Les échantillons sont conservés à 4 °C si les tests sont effectués dans les jours qui suivent le prélèvement, sinon congelés pour être expérimenté dans les 2 mois qui suivent le prélèvement. L'échantillon doit être amené à température ambiante avant d'effectuer un test.
- ✓ Si l'échantillon contient des particules, une décantation ou une centrifugation sera nécessaire, et seul le surnageant sera utilisé.

5. Mise en route du test

Pour une bonne précision, le test est conduit en deux étapes:

- 🚧 Un essai préliminaire qui donne une indication approximative de la CE50-24h et sert à déterminer une gamme de concentrations pour l'essai définitif.
- 🚧 Un essai définitif dont les résultats peuvent être utilisés pour le calcul de la CE50. Dans ce cas, au moins trois concentrations devraient donner entre 1 et 100% d'immobilisation et quatre réplicats sont nécessaires par concentration.
- 🚧 En parallèle, un test doit être effectué avec une substance de référence, par exemple le dichromate de potassium (K₂Cr₂O₇), pour vérifier la sensibilité des daphnies.

5.1. Préparation des dilutions

La dilution de l'échantillon se fait toujours avec du milieu ISO.

Pour l'essai préliminaire

- ✓ Préparer 5 x 2 tubes avec 10 ml des différentes concentrations à tester et 5 x 2 tubes avec 10 ml de milieu ISO pour les contrôles.
- ✓ En général, les concentrations sont choisies suivant une progression géométrique pour faciliter l'interprétation statistique.
- ✓ Pour un produit pur, les concentrations sont choisies en fonction des données connues (si elles existent) ou par "itération" en approchant les valeurs critiques.
- ✓ Pour un échantillon de l'environnement, les concentrations préliminaires couvrent en général la gamme de 0 à 100% (souvent: 90%, 50%, 25%, 12.5%, 6.25%).

Pour l'essai définitif

- ✓ Préparer 5 x 4 tubes avec 10 ml des différentes concentrations à tester et 1 x 4 tubes avec 10 ml de milieu ISO pour les contrôles.
- ✓ En général, les concentrations sont choisies suivant une progression géométrique pour faciliter l'interprétation statistique.
- ✓ Les concentrations sont choisies en fonction des résultats de l'essai préliminaire. La plus forte concentration devrait donner près de 100% d'immobilisation (idéal 95 %) et la plus faible devrait n'avoir que peu d'effet sur les daphnies (idéal 5 % d'immobilisation). Au moins une concentration devrait se situer entre ces deux extrêmes.

Pour le test dichromate de potassium

- ✓ Préparer 6 x 4 tubes avec 10 ml des différentes concentrations à tester et 1 x 2 tubes avec 10 ml de milieu ISO pour le contrôle.
- ✓ En sachant que la EC50-24h du dichromate est comprise entre 0.6 et 1.7 mg/l, les concentrations testées sont: 2.0, 1.5, 1.12, 0.84, 0.63, 0.48 mg/l. mais elles peuvent être modifiées.

5.2. Adjonction des daphnies

Une certaine quantité de néonates (jeunes < 24h) sont prélevées dans une culture et posées dans une boîte de pétri à l'aide de la pipette pasteur. Cinq daphnies sont alors isolées dans une goutte et mises dans chacun des tubes contenant les différentes dilutions. En manipulant, il faut :

- ✓ Faire en sorte que les daphnies ne restent pas sur les parois. Il faut toujours vérifier que les 5 daphnies soient en contact avec le milieu.

- ✓ Eviter d'ajouter un volume de milieu trop important en même temps que les daphnies, ce qui changerait la concentration testée.
- ✓ Les tubes sont recouvertes de parafilm afin d'éviter l'évaporation si l'échantillon contient des produits volatiles. Elles sont ensuite placées dans l'obscurité ($20\pm 2^\circ\text{C}$) pendant 24 heures (cette durée peut être prolongée à 48 h pour étudier les effets du polluant à plus long terme, mais jamais au delà de 72h car les néonates meurent alors de faim).

5.3. Lecture

Après 24 heures, le nombre de daphnies immobilisées est compté dans chaque tube (immobilisation signifie inaptitude à la nage pendant 15 secondes après une légère agitation, même si les antennes bougent encore). Le nombre de daphnies immobilisées est noté. Pour la détermination d'une CE50-48h, les tubes sont replacés dans l'obscurité pour 24 heures encore et la lecture est répétée.

6. Expression des résultats

6.1. Conditions de validité des résultats

Le test est validé si :

- ✓ Moins de 10% de mortalité dans le contrôle,
- ✓ Teneur en $\text{O}_2 \geq 2$ mg/l à la fin de l'essai,
- ✓ La CE50 du dichromate de potassium doit être comprise entre 0.6 mg/l et 1.7 mg/l.

6.2. Calcul de la concentration d'effet

Pour appliquer les méthodes statistiques, au minimum deux valeurs de concentrations doivent engendrer entre 1 et 99 % d'immobilisation.

La EC50 (concentration provoquant un effet sur 50 % de la population) est déterminée de deux manières:

- ✓ En reportant sur un papier logarithme-probit (également appelée gausso-logarithmique) le pourcentage d'immobilisation en fonction de la concentration et en traçant une droite à la main,
- ✓ En utilisant la macro Regtox ou le logiciel probit EPA93 (EPA 1993) qui détermine directement la CE50.

Remarques :

- ✓ D'autres concentrations d'effet (EC10 et/ou 20) peuvent être calculées de la même façon.
- ✓ Le résultat est exprimé en pourcent pour les échantillons liquides de l'environnement ou en mg/l pour les substances chimiques.

Annexe 3 : Fiche récapitulative du test d'écotoxicité aiguë sur *Allivibrio fischeri* EN ISO 11348-3, 1998

1. Principe

L'inhibition de la luminescence produite par des cultures d'*Allivibrio fischeri* est déterminée au moyen d'un essai mis en œuvre par mélange de volumes spécifiés de l'échantillon à analyser, ou de l'échantillon dilué, et de bactérie luminescente mises en suspension dans une cuve de mesure.

Le critère d'essai est la diminution de la bioluminescence, mesurée après 15 mn et 30 mn d'incubation. L'effet inhibiteur de l'échantillon est déterminé sous forme de CE20 et/ou CE50, au moyen d'une suite de dilution.

2. Matériel et solutions

2.1. Appareillage

- ✓ Congélateur, destiné à conserver les bactéries,
- ✓ Photomètre Microtox, dont la cellule de mesure est maintenue à 15 ± 1 °C, équipé de cuves de mesure appropriées,
- ✓ Chronomètre,
- ✓ Micropipettes de différents volumes (20 µl, 200 µl, 1000 µl, ...).

2.2. Bactérie d'essai

Souches de bactéries luminescentes appartenant à l'espèce *Allivibrio fischeri* NRRL B-11177. Les suspensions de bactéries utilisées pour les mesurages de la toxicité sont fraîchement préparées à partir de réactifs déshydratés disponibles dans le commerce, pouvant être conservés au congélateur entre -18°C et -20°C. Les bactéries commencent à émettre de la lumière immédiatement après leur réhydratation et sont prêtes à être utilisées pour l'essai.

2.3. Solutions destinées aux bactéries lyophilisées

Dissoudre 20 g de NaCl dans de l'eau bidistillée et compléter à un litre. Cette doit être conservées au réfrigérateur jusqu'au démarrage du test.

2.4. Substance de référence

Sulfate de zinc heptahydraté ($ZnSO_4 \cdot 7H_2O$).

3. Echantillons et prétraitement des échantillons

Les échantillons (effluents, lixiviats, eau interstitielle, etc.) seront prélevés de préférence dans des récipients chimiquement inertes et doivent être conservés à 4 °C si les tests sont effectués dans les jours qui suivent le prélèvement, sinon congelés pour être expérimenté dans les 2 mois qui suivent le prélèvement. L'échantillon doit être amené à température ambiante avant d'effectuer un test.

Si l'échantillon contient des particules, une décantation ou une centrifugation sera nécessaire, et seul le surnageant sera utilisé.

Mesurer le pH des échantillons. Si le pH se situe entre 6 et 8.5, aucun ajustement n'est nécessaire. Au cas où le pH ne se situe pas dans cette plage, l'ajuster soit avec l'acide chlorhydrique, soit avec de l'hydroxyde de sodium.

4. Mise en route du test

4.1. Préparations des suspensions mères

La dilution de l'échantillon se fait dans du NaCl (20 g/l). En général, les concentrations sont choisies suivant une progression géométrique pour faciliter l'interprétation statistique. Le flacon contenant la culture lyophilisée doit être retiré du congélateur à -20°C immédiatement avant la reconstitution. Cette dernière s'effectue avec 1ml d'eau bidistillée refroidie et est considérée comme suspension mère. Il est primordial d'ajouter l'eau très rapidement afin de permettre aux bactéries d'entrer instantanément au contact de l'eau.

Après un temps de repos d'au moins 5 mn, les suspensions d'essai peuvent être préparées directement dans les tubes à essai. Ainsi, 10 µl de la suspension mère sont ajoutés à 500 µl de la solution NaCl (20 g/l) contenues dans des cuvettes et maintenues à 15±1 °C selon des intervalles de temps équivalents à ceux qui seront employés ultérieurement pour les mesurages de l'intensité.

4.2. Mode opératoire d'essai

Après un temps de conditionnement d'au moins 15 mn, la luminescence des suspensions d'essai est notée à intervalles de 20 s. La durée de contact doit être la même pour tous les échantillons. Un chronomètre doit être utilisé à cet effet.

Après le mesurage d'une suspension d'essais, la solution est complétée à un volume total de 1 ml avec des échantillons dilués (ou non). Le chronomètre est lancé et la cuve de mesure est replacée dans le bloc thermique à 15°C. Cette opération est répétée pour toutes les

autres cuves en laissant s'écouler le même intervalle de temps. L'intensité de la luminescence est notée pour l'ensemble des cuves de mesure.

5. Expression des résultats

5.1. Conditions de validité des résultats

Le test est validé si :

- ✓ Le facteur de correction des témoins est supérieur à 0.7,
- ✓ La variabilité (CV) de la luminescence initiale est $\leq 20\%$.
- ✓ La CI50-15mn du sulfate de zinc est comprise entre 0.5 et 2.5 mg/l

5.2. Calcul de la concentration d'effet

La EC50 (concentration provoquant un effet sur 50 % de la population) est déterminée en utilisant la macro Regtox qui détermine directement la CE50.

Remarques

- ✓ D'autres concentrations d'effet (EC10 et/ou 20) peuvent être calculées de la même façon.
- ✓ Le résultat est exprimé en pourcent pour les échantillons liquides de l'environnement ou en mg/l pour les substances chimiques.

Annexe 4 : Fiche récapitulative du test microplaque d'écotoxicité chronique sur *Pseudokirchneriella subcapitata* NF T90-375, 1998

1. Principe du test

Le principe du test est la détermination, pour un produit toxique donné, l'effet de différentes concentrations sur la croissance de *Pseudokirchneriella subcapitata*. Le volume utilisé pour les microplaques est de 300 µl contre 250 ml pour les erlenmeyers. Il permet de tester plus de concentrations et de faire plus de réplicats que le test classique. Le protocole est basé sur la norme NF T90-375 (1998).

2. Matériel et solutions

- ✓ Erlenmeyer 250 ml pour cultures,
- ✓ Erlenmeyer 1000 ml,
- ✓ Bouchon en tissu stérilisable,
- ✓ Filtres Millex-HV 0.45 µm stériles
- ✓ Filtres pour gaz stérilisables
- ✓ Trois récipients en plastique rectangulaire à 1 tranchée,
- ✓ Embouts de 200 µl stérilisés
- ✓ Embouts de 1000 µl stérilisés
- ✓ Embouts de 5 ml stérilisés
- ✓ Bêchers de 50 et 100 ml stériles
- ✓ Bouteille 500 ml autoclavable
- ✓ Eprouvettes en plastique 15 ml stériles
- ✓ Pipettes graduées en verre
- ✓ Micropipettes de différents volumes (20µl, 200 µl, 1000 µl,..)
- ✓ Microplaques 96 puits (300 µl) et couvercles stériles
- ✓ Incubateur avec éclairage blanc froid (6000 lux) et température constante (24±1°C)
- ✓ Thermomètre avec enregistrement des maximums et minimums
- ✓ Bec benzène
- ✓ Hotte à flux laminaire
- ✓ Coulter-counter (compteur électronique de particules)
- ✓ Solutions nutritive stock
- ✓ Echantillons à tester
- ✓ Eau bidistillée stérilisée

3. Préparation du test

3.1. Solution nutritive stock

La solution de stockage est obtenue par mélange de 100 ml de la solution 1, 10 ml de la solution 2, 10 ml de la solution 3 et 10 ml de la solution 4. Les compositions des 4 solutions sont données dans le tableau ci-dessous :

Substances nutritives	Concentration de la solution mère	Concentration finale dans les solutions d'essai et témoin
Solution mère 1 : substances nutritives		
NH ₄ Cl	1.5 g.l ⁻¹	15 mg.l ⁻¹
MgCl ₂ ·6H ₂ O	1.2 g.l ⁻¹	12 mg.l ⁻¹
CaCl ₂ ·2H ₂ O	1.8 g.l ⁻¹	18 mg.l ⁻¹
MgSO ₄ ·7H ₂ O	1.5 g.l ⁻¹	15 mg.l ⁻¹
KH ₂ PO ₄	0.16 g.l ⁻¹	1.6 mg.l ⁻¹
Solution 2 : Fe-EDTA		
FeCl ₃ ·6H ₂ O	80 mg.l ⁻¹	80 µg.l ⁻¹
Na ₂ EDTA·2H ₂ O	100 mg.l ⁻¹	100 µg.l ⁻¹
Solution mère 3 : Eléments traces		
H ₃ BO ₃	185 mg.l ⁻¹	185 µg.l ⁻¹
MnCl ₂ ·4H ₂ O	415 mg.l ⁻¹	415 µg.l ⁻¹
ZnCl ₂	3 mg.l ⁻¹	3 µg.l ⁻¹
CoCl ₂ ·6H ₂ O	1.5 mg.l ⁻¹	1.5 µg.l ⁻¹
CuCl ₂ ·2H ₂ O	0.01 mg.l ⁻¹	0.01 µg.l ⁻¹
Na ₂ MoO ₄ ·2H ₂ O	7 mg.l ⁻¹	7 µg.l ⁻¹
Solution mère 4 : NaHCO₃		
NaHCO ₃	50 g.l ⁻¹	50 mg.l ⁻¹

3.2. Milieu de croissance

Le milieu de croissance est préparé à partir de la solution nutritive stock qui est 10 fois plus concentrée. Sous la hotte, transférer stérilement environ 20 ml de la solution nutritive stock dans un bécher stérile. Prélever 15 ml et les introduire dans un erlenmeyer de 250 ml stérile et compléter à 150 ml avec de l'eau bidistillée stérilisée.

3.3. Préparation des échantillons

✚ Pour les produits purs :

Le toxique est dilué dans de l'eau bidistillée (et non du milieu, celui-ci étant rajouté après). En même temps que les solutions-mères pour le test, des solutions standards pour l'analyse chimique sont préparées avec le même produit. Le pH de la solution-mère doit être compris entre 6 et 9. Le produit peut être testé en 8 concentrations différentes.

🚧 Echantillons environnementaux :

Les échantillons (effluents, lixiviats, eau interstitielle, etc.) seront prélevés de préférence dans des flacons en verre. Les échantillons sont conservés à 4 °C si les tests sont effectués dans les jours qui suivent le prélèvement, sinon congelés pour être expérimenté dans les 2 mois qui suivent le prélèvement. L'échantillon doit être amené à température ambiante avant d'effectuer un test. Si l'échantillon contient des particules, une décantation ou une centrifugation sera nécessaire, et seul le surnageant sera utilisé.

3.4. Préparation de l'inoculum (pré-culture)

L'inoculum pour l'essai est composé de cellules algales provenant d'une préculture en phase exponentielle de croissance qui peut être obtenue comme suit :

- Trois jours environs avant le début du test, ajouter une quantité suffisante de cellules provenant des cultures algales mères, à un mélange composé de 1 volume de la solution nutritive et de 8 volumes d'eau,
- Compléter à 10 volumes avec de l'eau bidistillée stérile et vérifier que la concentration cellulaire est de l'ordre de 10^4 cellules par millilitre,
- Maintenir cette pré-culture jusqu'à la date de l'essai,
- Mesurer alors la concentration cellulaire pour calculer le volume de pré-culture nécessaire à la réalisation de l'inoculum.

4. Mise en route du test

4.1. Préparation des solutions d'essai et des solutions témoins

🚧 La préparation des solutions d'essai se fait en mélangeant des volumes appropriés de l'échantillon à tester ou de sa dilution initiale, d'eau, de la solution nutritive et de l'inoculum. Le volume total doit être le même dans tous les puits. La quantité de la solution nutritive doit être égale à un dixième du volume total.

🚧 La quantité d'inoculum ajoutée doit être suffisante pour que la concentration cellulaire initiale dans les solutions d'essai soit d'environ 10^4 cellules par millilitre. La pré-culture doit donc être diluée :

- ✓ Préparer 150 ml de milieu de croissance.
- ✓ Déterminer la densité cellulaire de la pré-culture.
- ✓ Sur la base de cette donnée, calculer le volume nécessaire de d'inoculum pour atteindre une concentration de $1.5 \cdot 10^5$ cell./ml (15x la densité initiale dans les puits puisqu'il y aura 20µl d'algues dans 300 µl).

- ✓ Sous la hotte, transférer le volume déterminé dans 150 ml de solution.
- ✓ Vérifier la densité cellulaire de la nouvelle culture.
- ✓ Stocker à l'obscurité en attendant le lancement du test.
- ✚ La préparation des solutions témoins se fait en mélangeant uniquement la solution nutritive et l'inoculum en proportions identiques aux solutions d'essai, et compléter, à volume identique aux solutions d'essai, avec l'eau bidistillée stérile.
- ✚ En parallèle, un test doit être effectué avec une substance de référence, par exemple le dichromate de potassium ($K_2Cr_2O_7$), pour vérifier la sensibilité des algues.

4.2. Démarrage du test

Une microplaque à deux microplaques par échantillon seront remplies au moyen d'une micropipette comme décrit ci-dessous :

Exemples de la répartition des puits sur la microplaque

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
A	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
B	X	T	T	X	XT	X	XE1	X	XE1	X	E1.1	X
C	X	T	T	X	XT	X	XE2	X	XE2	X	E1.2	X
D	X	T	T	X	XT	X	XE3	X	XE3	X	E1.3	X
E	X	T	T	X	XT	X	XE4	X	XE4	X	E1.4	X
F	X	T	T	X	XT	X	XE5	X	XE5	X	E1.5	X
G	X	T	T	X	XT	X	XE6	X	XE6	X	E1.6	X
H	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X

Les différentes concentrations de l'échantillon sont représentées par les puits E_i . Les puits T contiennent les contrôles, donc des algues sans échantillon. Les puits XT servent de blancs aux contrôles. Les puits XE servent de blancs pour les différentes concentrations de l'échantillon (deux réplicat). Les puits X ne sont pas utilisés, ils sont remplis d'eau distillée. Notons, qu'un même échantillon peut être réparti sur deux plaques.

Afin d'éviter les pertes par évaporation pendant l'incubation, les plaques seront ensuite emballées et scellées par un film plastique. Elles sont ensuite placées dans l'incubateur.

Cette étape doit être effectuée en prenant soin de respecter ce qui suit :

- ✓ Travailler sous la hotte à flux laminaire.
- ✓ Choisir les microplaques dont les fonds sont visiblement uniformes (pas de traces et pas de rayures).

- ✓ Munir les microplaques d'un couvercle pour éviter une contamination (toujours couvrir les microplaques après chaque opération).
- ✓ Remplir les microplaques parallèlement (par ex. deux avec échantillons et une plaque de contrôle).
- ✓ Utiliser 3 récipients en plastique à 1 tranchée : un pour l'eau bidistillée stérile, 1 pour la solution de stockage et 1 pour la suspension d'algues
- ✓ Utiliser les récipients en plastique à 1 tranchées pour les diverses concentrations de l'échantillon.

4.3. Incubation

Les conditions de l'incubateur sont les suivantes:

- ✓ Température : $24 \pm 1^\circ\text{C}$,
- ✓ Eclairage: lumière blanche froide (5000-6000 lux),
- ✓ Agitation continue.

4.4. Mesurage

Le test est effectué sur une durée de 72h. A la fin du test, la densité cellulaire est mesurée avec un lecteur de microplaque de type Fluostar. La lecture de l'absorbance se fait à (485/640 nm : excitation/émission).

5. Expression des résultats

5.1. Conditions de validité des résultats

Le test est validé si :

- ✓ Le facteur d'augmentation de la concentration cellulaire des témoins en 72 h d'incubation est supérieur à 32,
- ✓ La variabilité de la croissance chez les témoins est $\leq 20\%$,
- ✓ La CE50 du dichromate de potassium doit être comprise entre 0.24 mg/l et 1.03 mg/l.

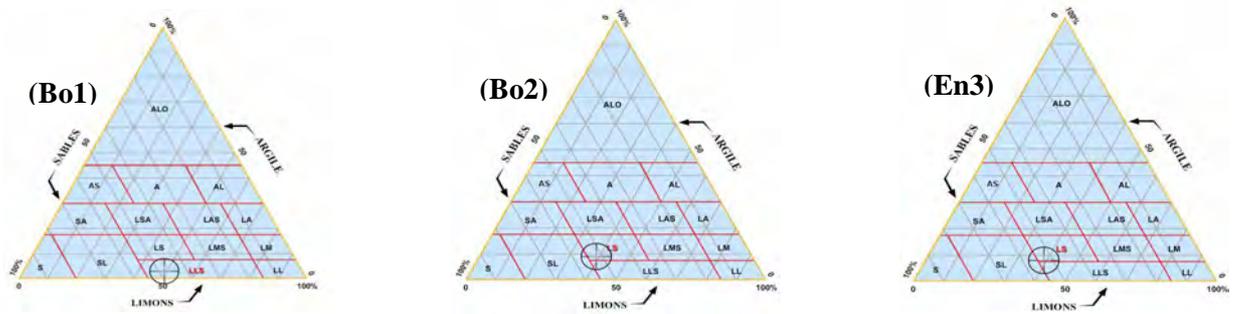
5.2. Calcul de la concentration d'effet

La EC50 (concentration provoquant un effet sur 50 % de la population) est déterminée en utilisant la macro Regtox qui détermine directement la CE50.

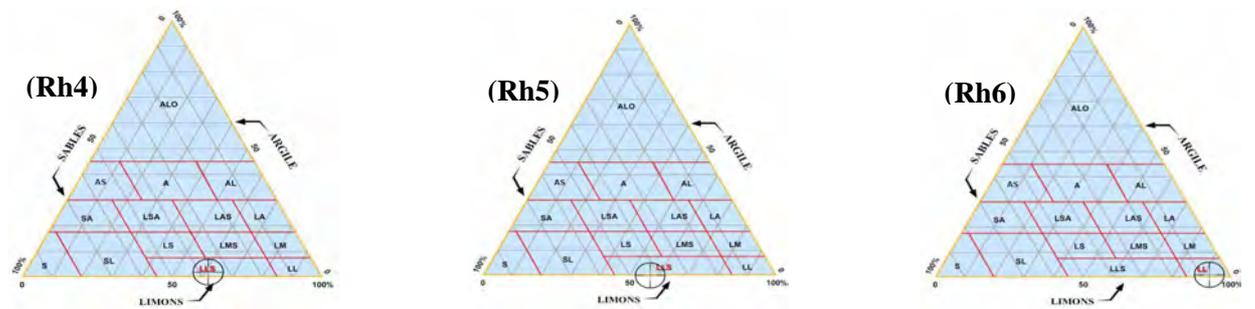
Remarques

- ✓ D'autres concentrations d'effet (EC10 et/ou 20) peuvent être calculées de la même façon.
- ✓ Le résultat est exprimé en pourcent pour les échantillons liquides de l'environnement ou en mg/l pour les substances chimiques.

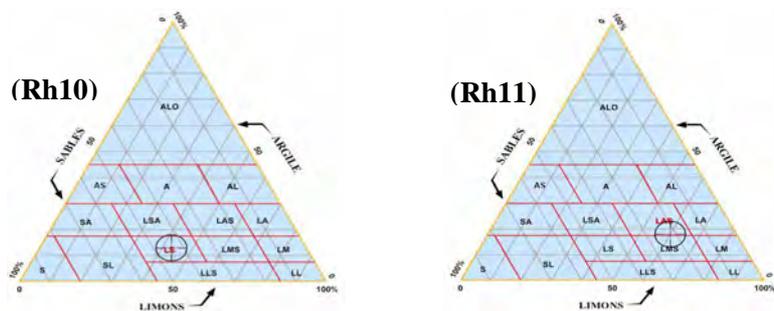
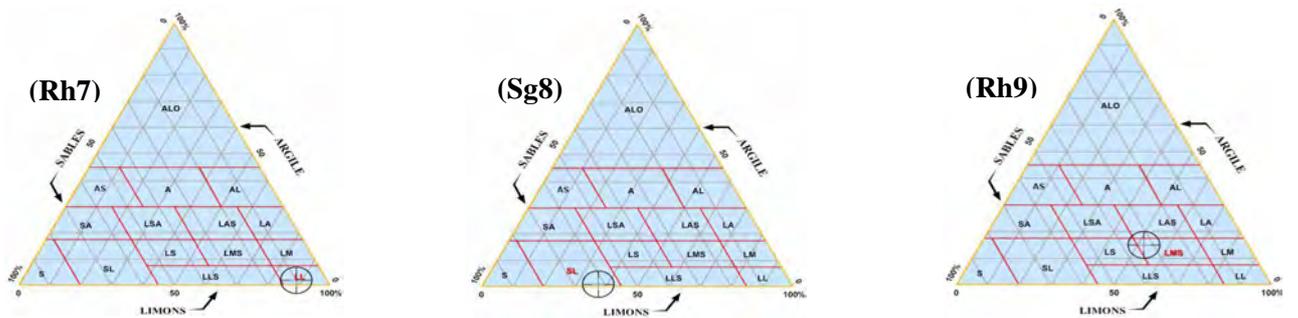
Annexe 5 : Granulométrie des 37 stations étudiées.



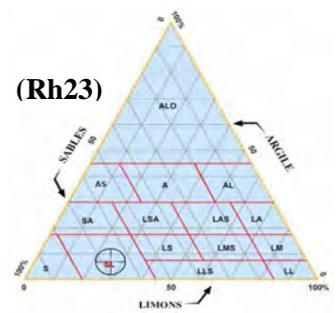
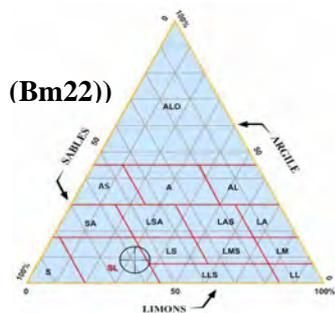
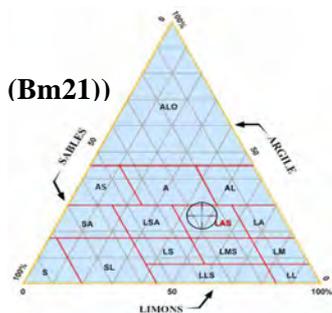
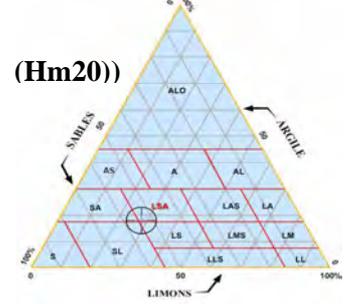
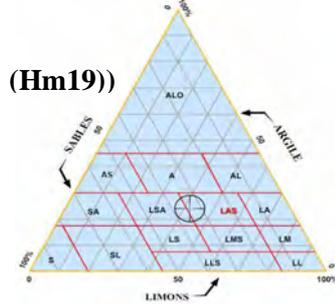
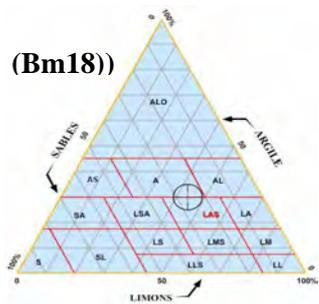
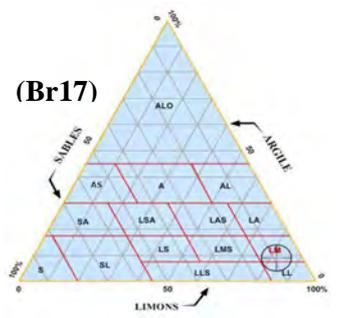
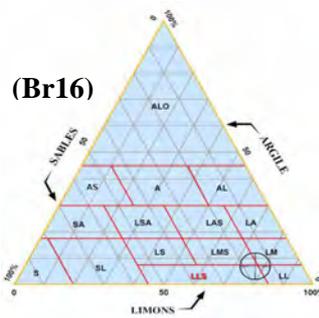
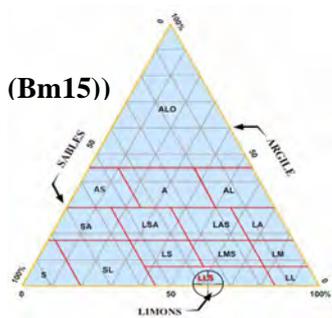
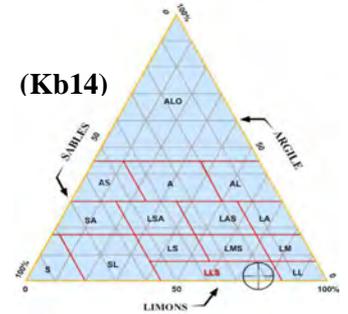
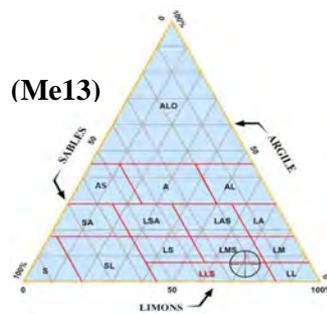
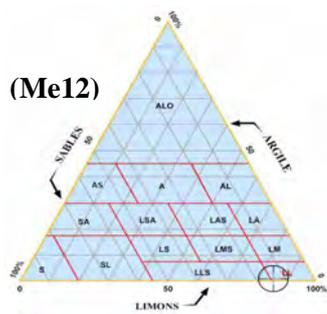
Granulométrie des sédiments du sous bassin versant 10-02



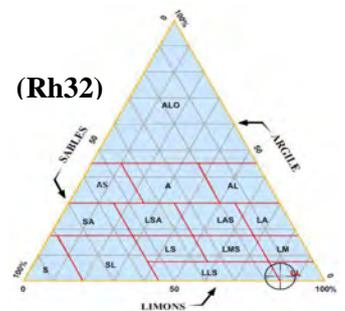
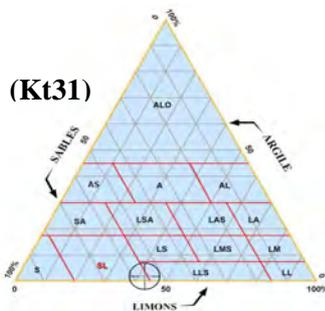
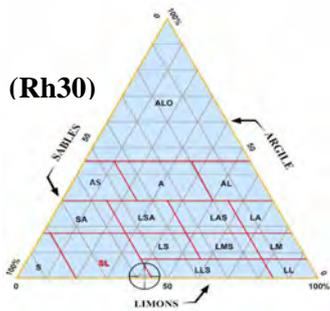
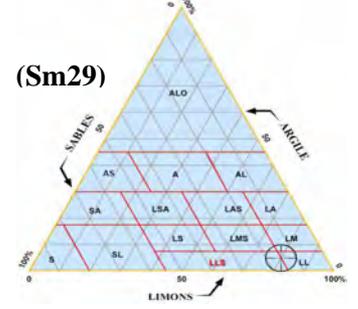
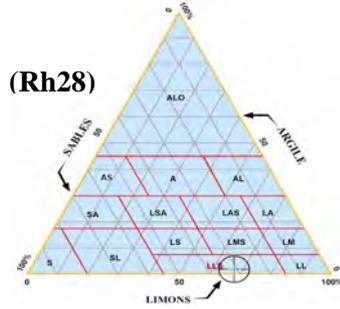
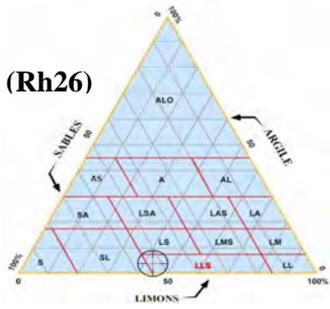
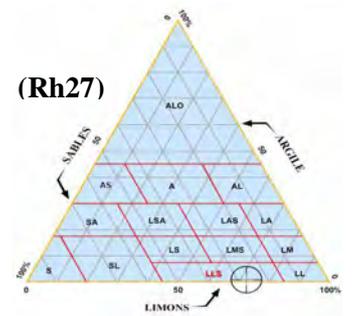
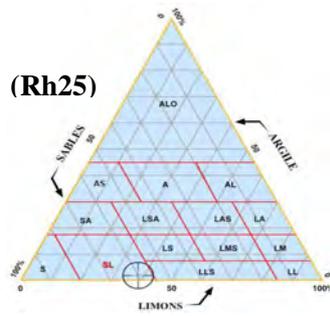
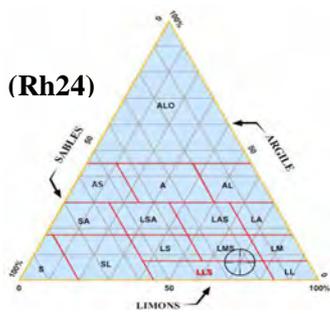
Granulométrie des sédiments du sous bassin versant 10-03



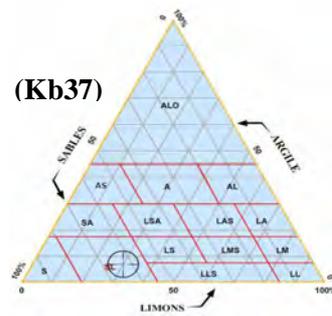
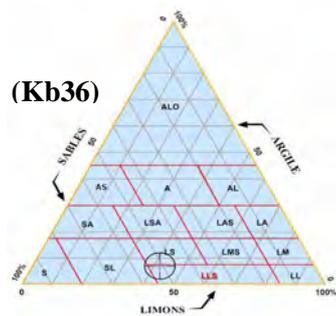
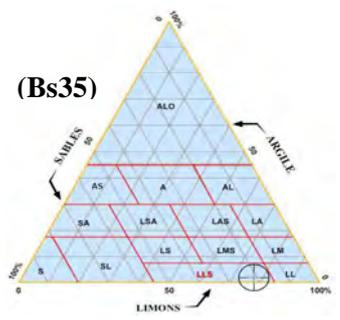
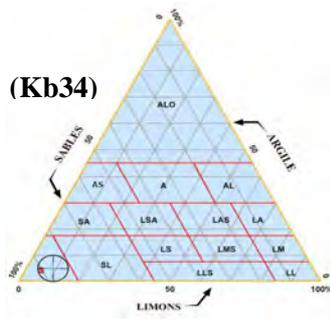
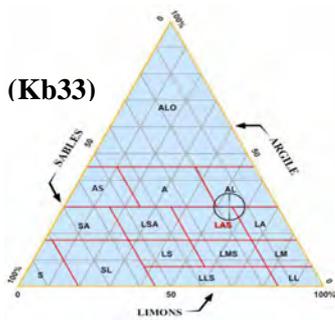
Granulométrie des sédiments du sous bassin versant 10-04



Granulométrie des sédiments du sous bassin versant 10-05



Granulométrie des sédiments du sous bassin versant 10-06



Granulométrie des sédiments du sous bassin versant 10-07

Nom : Sahli Prenom : Leila	Date de soutenance : 2012															
N°d'ordre : Série :																
Thème : Etude du comportement de quelques espèces floristiques et faunistiques des écosystèmes aquatiques vis-à-vis des éléments traces métalliques par des bioessais																
<p>Résumé :</p> <p>Les oueds du bassin Kébir Rhumel au Nord-Est Algérien constituent de véritables égouts à ciel ouvert. La dégradation de la qualité de ces écosystèmes est souvent associée à la forte poussée démographique, la croissance rapide des agglomérations et la multiplication des activités industrielles, qui engendrent une grande variété de produits chimiques tels que les éléments traces métalliques (ETM) dans les cours d'eau avoisinants. Transférés dans ces écosystèmes, les ETM se retrouvent soit sous la forme dissoute dans l'eau et l'eau interstitielle des sédiments, soit plus fréquemment fixés sur les particules des sédiments et/ou en suspension.</p> <p>Dans ce contexte, cette étude a porté sur l'évaluation de la qualité physico-chimique, du niveau de contamination par les ETM et de la qualité écotoxicologique de quelques oueds du bassin versant Kebir Rhumel. Afin d'appréhender les objectifs visés, ce travail s'est appuyé sur une approche mixte associant le terrain, avec 4 campagnes de prélèvements d'eau et de sédiments sur 37 points réparties sur 13 cours d'eau (Rhumel, Endja, El Kebir, Seguen, El Melah, El Kleb, El Berda, Boumerzoug, Hamimime, Smendou, El Ktone, Bou Selah et Bou Siaba), et l'expérimentation par caractérisation physico-chimique de l'eau et des sédiments et écotoxicologique de l'eau interstitielle des sédiments. Nos investigations relatives à l'évaluation du niveau de contamination par les ETM ont porté sur : le cadmium (Cd), le chrome (Cr), le cuivre (Cu), le nickel (Ni), le plomb (Pb) et le zinc (Zn) ainsi que le cobalt (Co) et le manganèse (Mn). L'évaluation écotoxicologique repose sur une batterie de tests (test d'écotoxicité aiguë-24/48h sur <i>Daphnia magna</i>, test d'écotoxicité aiguë-15/30mn sur <i>Aliivibrio fischeri</i> et test d'écotoxicité chronique-72h sur <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>).</p> <p>Les données spatio-temporelles des teneurs pseudo-totales en ETM des sédiments enregistrent l'ordre d'abondance suivant : Mn > Zn > Pb > Cr > Cu > Ni > Co > Cd. Les concentrations sont de l'ordre de : 0.56-3.4 µg/g pour le Cd, 10-216 µg/g pour le Cr, 9.6-446 µg/g pour le Cu, 3-20 g/g pour le Co, 105-576 µg/g pour le Mn, 10-46 µg/g pour le Ni, 11-167.5 µg/g pour le Pb, 38-641 µg/g pour le Zn. L'indice de géoaccumulation "Igeo", le facteur de contamination "FC" et le degré de contamination "Dc" révèlent des contaminations polymétalliques dominées par deux ou plusieurs éléments ; Cd, Cu et Pb étant les plus préoccupants. Le <i>SEQ-Eau</i> montre que la classe de qualité moyenne est prédominante pour le cadmium, le cuivre, le plomb, et le zinc. Les critères de toxicité (TEC/PEC) montrent que Cd, Cr, Cu, Pb, Zn sont les éléments concernés par les effets fréquents et/ou occasionnels sur la faune benthique.</p> <p>L'évaluation de l'écotoxicité de l'eau interstitielle vis-à-vis des trois organismes testés montre que l'algue <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> est l'organisme le plus sensible à l'exposition de l'eau interstitielle. Le paramètre de l'inhibition de croissance est plus réactif aux contaminants présents. <i>Daphnia magna</i> et <i>Aliivibrio fischeri</i> n'ont pas établi de discrimination parmi tous les échantillons analysés.</p>																
Mots clés : Eau, Sédiment, Eau interstitielle, Eléments Traces Métalliques, <i>Daphnia magna</i> , <i>Aliivibrio fischeri</i> , <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> , bassin versant Kebir Rhumel.																
Laboratoire de Biologie et Environnement Département de Biologie Végétale et Ecologie Université Mentouri-Constantine																
Présenté devant le jury : <table border="0" style="width: 100%;"> <tr> <td style="width: 15%;">Présidente</td> <td style="width: 40%;">Mme. Nadhra Khelfellah</td> <td style="width: 45%;">Professeur, Université Mentouri-Constantine</td> </tr> <tr> <td>Rapporteur</td> <td>Mr. Smail Mehennaoui</td> <td>Professeur, Université Hadj Lakhdar-Batna</td> </tr> <tr> <td rowspan="4">Examineurs</td> <td>Mme. Oualida Rached-Mosbah</td> <td>Professeur, Université Mentouri-Constantine</td> </tr> <tr> <td>Mr. Semraoui Boudjemaa</td> <td>Professeur, Université 8 mai 1945-Guelma</td> </tr> <tr> <td>Mr. Jean François Féraud</td> <td>Professeur, Université Paul Verlaine-Metz, France</td> </tr> <tr> <td>Mr. Bensouilah Mourad</td> <td>Professeur, Université Badji-Mokhtar-Annaba</td> </tr> </table>		Présidente	Mme. Nadhra Khelfellah	Professeur, Université Mentouri-Constantine	Rapporteur	Mr. Smail Mehennaoui	Professeur, Université Hadj Lakhdar-Batna	Examineurs	Mme. Oualida Rached-Mosbah	Professeur, Université Mentouri-Constantine	Mr. Semraoui Boudjemaa	Professeur, Université 8 mai 1945-Guelma	Mr. Jean François Féraud	Professeur, Université Paul Verlaine-Metz, France	Mr. Bensouilah Mourad	Professeur, Université Badji-Mokhtar-Annaba
Présidente	Mme. Nadhra Khelfellah	Professeur, Université Mentouri-Constantine														
Rapporteur	Mr. Smail Mehennaoui	Professeur, Université Hadj Lakhdar-Batna														
Examineurs	Mme. Oualida Rached-Mosbah	Professeur, Université Mentouri-Constantine														
	Mr. Semraoui Boudjemaa	Professeur, Université 8 mai 1945-Guelma														
	Mr. Jean François Féraud	Professeur, Université Paul Verlaine-Metz, France														
	Mr. Bensouilah Mourad	Professeur, Université Badji-Mokhtar-Annaba														