

Etude de la contamination métallique des sédiments de surface de l'Oued Hassar après installation de la station d'épuration (StEp) de Médiouna (Casablanca, Maroc)

Study of the metal contamination in surface sediments of Hassar creek after Médiouna WWTP implementation (Casablanca, Morocco)

**Abdelmottalib NAHLI*, Soumia HEBABAZE, Nadia IOUNES,
Abderrahmane BELHOUARI et Mohamed CHLAIDA**

Laboratoire d'Ecologie et d'Environnement (LEE) Faculté des Sciences Ben M'sik, Hassan II University of Casablanca, BP 7955-Sidi Othmane, Casablanca, Maroc. (*abdelmottalib.nahli@gmail.com)

Résumé. Le développement urbain et la croissance démographique au niveau des centres périurbains sont devenus une préoccupation environnementale importante des décideurs car les activités socio-économiques de ces centres impactent rapidement la qualité des milieux aquatiques avoisinants. Ce constat est valable pour le cas de la zone périurbaine Sud-Est de Casablanca où le cours d'eau d'Oued Hassar recevait, à ciel ouvert et ce jusqu'en avril 2013, les eaux usées brutes du centre urbain de Médiouna. Actuellement, et depuis cette date, ces eaux usées sont traitées par une station d'épuration (StEp) à réacteur biologique membranaire (RBM) avant d'être rejetées dans ce milieu récepteur avec une charge en nutriments azotés, phosphatés et en éléments traces métalliques (ETM) qui s'accumulent progressivement dans les sédiments de surface. Les résultats du suivi de l'évolution saisonnière des ETM (Cd, Cr, Zn, Cu, Pb et Fe), durant les mois de novembre 2013 et février-mai-août 2014, au niveau des sédiments de ce cours d'eau après installation de la StEp, montrent que les teneurs métalliques (mg Kg^{-1} du poids sec) subissent une croissance selon l'ordre : $\text{Cu} > \text{Zn} > \text{Fe} > \text{Cr} > \text{Pb} > \text{Cd}$. Elles varient aussi au niveau des sept (7) stations d'étude entre 8,47-5969,17 pour le Cu, 2,1-491,96 pour le Zn, 3,08-207,69 pour le Fe, 3,85-115,97 pour le Cr, 2,7- 96,96 pour le Pb et 0,75-2,1 pour le Cd. L'Indice de géoaccumulation (Igeo) révèle une contamination polymétallique des sédiments par plusieurs éléments traces, essentiellement par le Cu, Fe et Cd notamment en amont du cours d'eau. Le Facteur de Contamination (FC) et le Degré de Contamination (DC) montrent qu'en plus de la forte contamination liée au Cu et Fe, cette même contamination est également considérable pour le Cd et le Zn et modérée pour le Pb. Au même moment, l'Indice de la Pollution Sédimentaire (IPS), qui varie entre 4,10 et 5,79, a permis de conclure que les sédiments de l'Oued Hassar sont faiblement à moyennement pollués. La StEp de Médiouna a probablement contribué à améliorer cet état de contamination des sédiments du cours d'eau d'Oued Hassar et un début de résilience écologique semble s'amorcer mais certains effluents liquides et déchets solides rejetés au niveau des rives de ce cours d'eau, particulièrement en amont, paraissent ralentir ce processus.

Mots-clés: Casablanca, Médiouna, Oued Hassar, éléments traces métalliques (ETM), indices de contamination, résilience.

Abstract. Urban development and continuous population growth in suburban towns have become an important environmental concern to policy-makers because of the socio-economic activities of these towns that impact promptly the quality of surrounding aquatic environments. This is true for the case of the South-East suburban area of Casablanca where Hassar creek received, until April 2013, the raw sewage of Médiouna urban center. Currently, and since this date, these wastewaters are treated by a wastewater treatment plant (WWTP) with a membrane bioreactor (MBR) before being discharged into this receiver environment with a load of nitrogen and phosphate nutrients and metallic trace elements (MTE) that accumulate progressively in surface sediments. Monitoring seasonal results of the MTE (Cd, Cr, Zn, Cu, Pb and Fe), during the months of November 2013 and February-May and August 2014, on this creek sediments after the treatment plant implementation, show that these MTE concentrations (in mg Kg^{-1} , dry weight) experience progress in the order: $\text{Cu} > \text{Zn} > \text{Fe} > \text{Cr} > \text{Pb} > \text{Cd}$. Also, they vary in the seven (7) stations between 8.47-5969.17 for Cu, 2.1- 491.96 for Zn, 3.08-207.69 for Fe, 3.85-115.97 for Cr, 2.7 - 96.96 for Pb and 0.75-2.1 for Cd. The geoaccumulation Index (Igeo) reveals a poly-metallic contamination of sediments by several trace elements, mainly by the Cu, Fe and Cd particularly in upstream. The contamination factor (CF) and the contamination degree (CD) show that in addition to very strong contamination from the Cu and Fe, this same metal contamination is evenly significant for Cd and Zn, and moderate for Pb. At the same time, Sediment Pollution Index (SPI), which varies between 4.10 and 5.79, permits concluding that the Hassar creek sediments are weakly to averagely polluted. Médiouna WWTP probably contributed to improve this sediment contamination status of Hassar creek and the ecological resilience seems start but some liquid effluent and solid waste dumped at the edges of this watercourse, particularly upstream, appear to decelerate this process.

Keywords: Casablanca, Médiouna, Hassar creek, metallic trace elements (MTE), contamination index, resilience.

Abridged English version

A stream sediment is a privileged place where metallic trace elements (MTE) accumulate. These trace metals can have a natural origin, related to the geological field nature of the creek area, or human origin, related to wastewater discharges from nearby human activities and especially industrial one (Ramade 2002). Changes in physical and chemical conditions of waters remobilise the heavy metals associated with sediments and lead, therefore, ecological

implications for biota of aquatic ecosystems and health risks for humans. Hassar creek is a suburban watercourse Southeast of Casablanca, which has suffered extensive and continue human pressure, throughout a decade, by the spill of raw sewage from Médiouna town. This raw sewage carried a significant pollutant load in oxidizable materials and MTE that spawned multiple environmental and health risk impacts (Fouad *et al.* 2013). Since April 2013, domestic and industrial wastewaters from this town are treated at Médiouna wastewater treatment plant (WWTP) through a

biological reactor system followed by a membrane filtration (MBR). Thereafter, the treated water is discharged, as before, in Hassar creek to join his reservoir located 9.15 km away. So, assessing the metal contamination degree of these creek sediments after installing this WWTP seems important to know the origin of metal contaminants, the parameters influencing this metal contamination and the role of Médiouna WWTP in reducing this pollution and in the ecological resilience process of Hassar sediments.

Methodology

Sediment samples were taken during 4 seasons of year, on the surface layer (0-5 cm) to 20 cm from the creek edge in quiet sedimentation areas, rich in fine sediments. The seven (7) sampling stations are fixed upstream (treated water discharge point) to downstream of the reservoir. In this study, the trace metals elements (Pb, Cd, Cr, Zn, Fe and Cu) are analyzed by Atomic Emission Spectrometer Inductively Coupled Plasma (ICP-AES) type JOBIN-YVON, CNRST (Rabat, Morocco).

In parallel with sediment sampling, monitoring of physicochemical water quality parameters is conducted through measurements of temperature, pH, electrical conductivity (EC), dissolved oxygen (DO) and total suspended solids (TSS). Assessing the metal contamination degree and toxicity of Hassar creek sediments are based on a calculation of the geoaccumulation index (Igeo), the contamination factor (CF), the degree of contamination (DC) and sediment pollution index (SPI).

Results

Analysis of water quality using physicochemical parameters shows that the temperatures are ranged from 19.2 to 23.27°C following a decreasing trend from upstream to downstream. Water pH is slightly alkaline, consequent of the important photosynthetic activity of algae and aquatic macrophytes in this ecosystem. Meanwhile, Hassar creek waters have a high ionization mainly due to the geological nature (Triassic salts deposits) of the underlying crust. Moreover, Dissolved Oxygen concentrations show an increasing trend from upstream to downstream.

On one hand the DO concentration is linked to the positive effect of Médiouna WWTP which has significantly reduced the oxidized material supply (Nahli *et al.* 2016) in treated waters discharged on this ecosystem, on the other hand it's linked to the algal development in its water. In addition, water TSS load remains relatively low but also shows an increasing evolution from upstream to downstream. This could be related to the phenomenon of bottom sediments suspension along Hassar creek. Also, this is probably linked to the effect of riparian communities' sillage infiltration and agricultural products washing activities. Sediments organic matter contents have a decreasing trend from upstream to downstream, but with peaks at stations S₂ and S₄. These peaks are linked to raw liquid effluent supply and solid waste rich in organic material from riparian communities.

Regarding trace metals, seasonal concentrations experience an improvement in the following order: Cu > Zn > Fe > Cr > Pb > Cd. Spatially, the upstream stations (S₁, S₂ and S₄) has the highest levels of MTE, including Cu, Zn, Fe, Cr and Pb. This metal enrichment is linked to the effect; still persists, of supply in domestic and industrial wastewater of Médiouna town despite the very significant reduction in treated water MTE from Médiouna WWTP (Nahli *et al.* 2016). In addition to this effect, MTE levels increase is related to the effect of sillage infiltration and solid wastes (S₂ and S₄).

Generally, the MTE concentrations (Cu, Fe, Zn, Pb and Cr) decrease from upstream to downstream in Hassar creek that would be related to the remoteness from the treated water discharge point (S₁) or riparian communities' sillage infiltration. At the same time, this decreasing is related to several phenomena of MTE adsorption, desorption and suspending. These phenomena are influenced by several factors such as water pH, organic matter content in sediments and suspended solids in water. Overall and in comparison to metal contents of Hassar sediments in 2010, when it was still receiving Médiouna wastewater (Fouad *et al.* 2013), MTE concentrations are largely lower, excepted Copper (Cu). Indeed, the purification achieved by Médiouna WWTP probably initiates metal decontamination process of Hassar creek sediments and thus could contribute to his rehabilitation initiation.

Appreciation of metal pollution of Hassar creek sediments by index parameters gave results that seem to follow this tendency. Indeed, the values of Igeo index generally decrease from the upstream to downstream for all MTE, excepted Cadmium and Chromium. The contamination factor (CF) reflects a considerable contamination for all stations in Cadmium, unlike Chromium that presents lower concentration levels. For the other MTE, this factor reveals strong sediments contamination for upstream stations by Copper, Iron and Zinc. The contamination degree (DC) indicates a very high poly-metallic contamination in upstream (S₁ and S₂), considerable in S₃ and S₄ and moderate in S₅, S₆ and S₇. The Sediment Pollution Index (SPI) revealed that the Hassar creek sediments are slightly to moderately polluted in most studied stations. The Friedman test, applied to the MTE contents in our sediment, shows significant spatial variations for Chromium, Iron, Copper, Lead, and Zinc. However, the seasonal variance in these 4 trace elements is not significant. Unlike other MTE, the Cadmium concentrations showed significant seasonal variance while its spatial variance is insignificant.

The principal component analysis (PCA) reveals a typology that proves this resilience tendency of Hassar creek sediments with the distinction of two groups of stations :

- A first group formed by the upstream stations (S₁, S₂ and S₄) characterized by Iron, Zinc, Copper, Chromium and Lead pollution.
- A 2nd group of stations (S₃, S₄ (May), S₆ and S₇) opposite the first and characterized by low metal contamination of sediments that could be linked to natural contamination.

INTRODUCTION

La contamination métallique des écosystèmes aquatiques constitue l'un des aspects de la pollution la plus menaçante pour les milieux aquatiques et une préoccupation mondiale durant les années récentes (Makhoukh *et al.* 2011). En effet, tous les éléments traces métalliques peuvent être très dangereux pour la santé de l'Homme et pour les autres organismes vivants lorsqu'ils sont présents dans le biotope aquatique à des concentrations élevées (Kovács & Podani 1986 ; Tabinda *et al.* 2010). Dans certaines conditions environnementales, ces métaux traces s'accumulent dans les écosystèmes naturels pour atteindre des concentrations toxiques et causent des effets écologiques importants. Ces éléments traces métalliques peuvent provenir de deux sources: naturelle liée à la nature géologique des terrains de la zone du cours d'eau ou anthropique suite aux déversements d'eaux usées provenant des activités humaines avoisinantes et plus particulièrement l'activité industrielle (Ramade 2002).

Au niveau du cycle hydrologique gouvernant le devenir des métaux traces, les sédiments jouent un rôle important dans la mesure où ils constituent des vecteurs et des réservoirs d'un grand nombre de métaux toxiques (Jouanneau 1990) en provenance des différentes sources de contamination et plus particulièrement des eaux usées. De ce fait, les sédiments constituent un biotope privilégié pour caractériser l'état de pollution d'un système aquatique notamment les cours d'eau. Les sédiments sont, en outre, le lieu privilégié où se dépose et se transforme la matière organique et où s'accumulent les éléments traces métalliques "ETM" liés (André & Lascombe 1985). Selon Förstner & Wittman (1981), une fraction importante des métaux lourds, présents dans les milieux aquatiques, est associée d'une manière réversible aux sédiments superficiels. Les modifications des conditions physico-chimiques des eaux de ces milieux peuvent conduire à des remobilisations des métaux associés aux sédiments et présenter, par conséquent, des effets écologiques néfastes pour la biocénose des écosystèmes aquatiques et des risques sanitaires pour l'Homme (OMS 1980 ; Amiard-Triquet 1989 et Zebracki 2008).

Le cours d'eau de l'Oued Hassar est un hydrosystème périurbain du Sud-Est de Casablanca qui a subi une pression anthropique excessive et continue durant plus d'une décennie (1998-2013) à travers le déversement des eaux usées brutes de la localité de Médiouna. Ces eaux usées brutes ont engendré une pollution importante de ce milieu récepteur sur le plan physico-chimique et biologique (Fouad *et al.* 2013) avec de multiples impacts écologiques (destruction de la flore algale et de la macrofaune d'invertébrés), des nuisances et des risques d'infections bactériennes pour l'Homme ainsi que des mortalités du bétail (Fouad 2013). Actuellement et à partir du mois d'Avril 2013, ces eaux usées domestiques et industrielles sont traitées au niveau de la StEp de Médiouna grâce à un traitement biologique intensif couplé à une filtration membranaire. Ce réacteur biologique membranaire (RBM) a permis une réduction importante des différentes formes de pollution (Nahli *et al.* 2016) à l'instar d'autres systèmes similaires dans le monde (Katsou *et al.* 2011 ; Malamis *et al.* 2012).

Le présent travail a pour objectif d'évaluer le degré de contamination métallique des sédiments du cours d'eau de l'Oued Hassar par les métaux traces (Cd, Cr, Cu, Fe, Pb et Zn) après installation de la StEp de Médiouna. Cette étude nous permettra de connaître l'origine de la contamination métallique, les paramètres influençant cette contamination métallique et de se prononcer, éventuellement, sur le rôle de la StEp de Médiouna dans la réduction de cette forme de pollution et dans le processus de résilience écologique des sédiments du cours d'eau.

MATERIEL ET METHODES

Site d'étude

L'Oued Hassar est un affluent, à faible écoulement, du cours d'eau de l'Oued El Maleh situé au Nord-Est de Casablanca au niveau de la grande région du sahel de Mohammedia-Ben Slimane (Fig. 1). Cette zone, qui correspond à un plateau incliné vers la mer et traversée également plus au Nord par l'Oued Nfifikh (ABHBC 2004), fait partie de la région Ouest de la Meseta côtière marocaine. Elle est caractérisée par une structure géologique subtabulaire à formations d'âges secondaire, tertiaire et quaternaire succédant à un socle primaire plissé. Ces formations discordantes, constituant une couverture perméable, correspondent à des dépôts quartzitiques du Cambro-Ordovicien, pélitico-basaltiques du Permo-Trias, marno-calcaires du Crétacé et grésocalcaires du Plio-Quaternaire. Le socle paléozoïque, imperméable, plissé et tectonisé, est de nature schisteuse d'âge Cambrien (Khatami 1992).

Sur le plan climatique, la zone d'étude est soumise tout comme le domaine côtier centre atlantique marocain, à un climat méditerranéen subhumide sec (ABHBC 2012) mais la continentalité influence ce climat et le place dans l'étage bioclimatique semi-aride. Dans la station de Casablanca-Anfa, les précipitations annuelles atteignent globalement les 347,4 mm mais avec une disparité spatiale et des variations annuelles et interannuelles bien marquées. Quant aux températures minimales et maximales, elles atteignent respectivement 9,2 °C et 28,02 °C (DMN 2013).

Sur le plan hydrologique, le cours d'eau de l'Oued Hassar drainait une partie des eaux de la nappe phréatique de Berrechid (Fawzi 2002 ; Fouad 2013). En effet, il prenait naissance au niveau de son ancienne source principale, dite Ain Sidi Brahim, située à 3 km au Nord-Est de la localité de Médiouna à une altitude de 155 m. Mais, la succession des années de sécheresse au Maroc entre 1981 et 2004, a contribué à un assèchement de cette source et seules quelques résurgences secondaires, parfois salées (2,86 g/l à la source Ain Gandoula), continuent à couler le long du lit de ce milieu plus particulièrement au niveau de sa 1^{ère} zone marécageuse (Ain Haçar) et juste en amont de la retenue de son barrage (Ain Gandoula) (Fig. 1).

Les activités anthropiques exercées au niveau du milieu sont dominées par l'agriculture et l'élevage qui utilisent les eaux du cours d'eau en irrigation des cultures (céréales, maraichers...) et en abreuvement du bétail. Ce service socio-économique offert par le cours d'eau a été compromis par les déversements d'eaux usées brutes de la localité de

Médiouna jusqu'à la mise en place de la station d'épuration Médiouna. Néanmoins, d'autres infiltrations/écoulements d'eaux usées rurales, associés à des déchets ménagers clairsemés, représentent encore des facteurs d'impacts sur le milieu au niveau des points de Sidi Brahim et Sidi Hajjaj (Nahli *et al.* 2015) (Fig. 1).

Echantillonnage et techniques d'analyses

Les stations d'échantillonnage saisonnier (novembre 2013 et février- mai- août 2014) des sédiments retenues pour cette étude ont été choisies en fonction des contextes morphologique et hydrologique du cours d'eau décrits précédemment, la nature du lit et du substrat, les possibilités d'accès et la proximité par rapport au point de rejet des eaux épurées et aux agglomérations rurales avoisinantes.

Ainsi, 7 points de prélèvements de sédiments (profondeur moyenne de 20 cm) ont été choisis (Fig. 1) depuis l'amont (S1) jusqu'à l'aval du barrage (S7). Les caractéristiques générales de ces stations sont présentées dans le tableau 1.

Les prélèvements de sédiments ont été effectués, au milieu de chaque station, sur la couche superficielle (0-5 cm) à 20 cm de la bordure du cours d'eau (Foudeil 2013). Les sédiments ont été prélevés à l'aide d'un carottier cylindrique en PVC enfoncé au niveau de 2 ou 3 points, espacés de 6 mètres, à sédimentation calme et riche en matériaux fins. Les échantillons de sédiments prélevés sont ensuite conservés dans des boîtes en plastique et transportés au laboratoire dans une glacière à $\pm 4^{\circ}\text{C}$, (Bouabdli *et al.* 2005). Par la suite, les sédiments sont asséchés dans une étuve à 80°C pendant 24 heures, puis tamisés à 0,2 mm pour récupérer les éléments riches en éléments traces métalliques (ETM).

Les six ETM : Pb, Cd, Cr, Zn, Fe et Cu, choisis vue leur présence dans les eaux usées domestiques et industrielles et leurs impacts écologique et sanitaires importants d'une manière générale et sur notre milieu en particulier (Fouad 2013), ont été analysés au spectrophotomètre d'émission atomique couplée à un plasma induit (ICP-AES) de type JOBIN-YVON au niveau du CNRST (Rabat, Maroc).

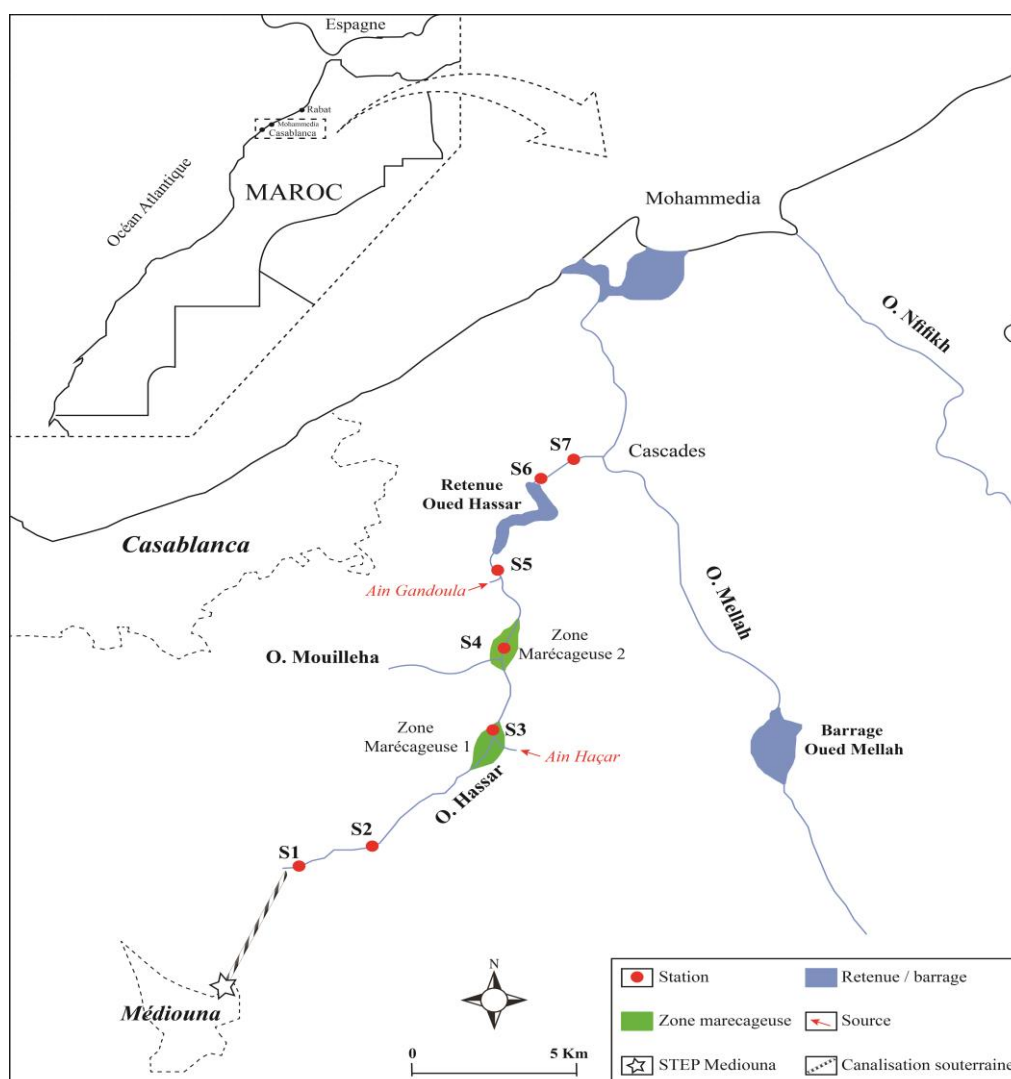


Figure 1. Localisation du site d'étude et des stations de prélèvement : Point de rejet Médiouna (S₁) ; Sidi Brahim (S₂) ; Zone marécageuse 1 (S₃) ; Zone marécageuse 2 (S₄), Sidi Hajjaj (S₅), Station après barrage (S₆) et Station route Anassi (S₇).

Figure 1. Location of the study site and sampling stations: Médiouna Discharge Point (S₁); Sidi Brahim (S₂); 1st swampy area (S₃); 2nd swampy area (S₄), Sidi Hajjaj (S₅) After Dam Station (S₆) and Anassi Road Station (S₇).

Tableau 1. Localisation et caractéristiques des stations de prélèvement.
Table 1. Location and characteristics of sampling stations.

Station	Coordonnées géographiques	Distance du point de rejet des eaux épurées (km)	Localité communale	Substrat
S ₁	33°28'58.6 "N 7°29'00.9 "W	0	Douar Sidi Brahim	Vase et sédiments sableux
S ₂	33°28'55.3 "N 7°28'45.14 "W	1	Douar Sidi Brahim	Vase et galets
S ₃	33°31'07.0"N 7°26'34.1"W	8	Sidi Moumene	Vase et galets
S ₄	33°31'29.1"N 7°25'45.9"W	9,1	Hôpital psychiatrique Tit Mellil	Vase et galets
S ₅	33°32'31.7"N 7°25'31.2"W	11,4	Village Sidi Hajjaj	Vase et sédiments sableux
S ₆	33°35'22.8"N 7°26'06.7"W	18,5	Ouled Sidi Abdennabi	Sédiments sableux et galets
S ₇	33°36'11.9"N 7°25'46.9"W	21	Ouled Sidi Abdennabi	Vase et sédiments sableux

En parallèle avec l'échantillonnage des sédiments, un suivi des paramètres de la qualité physico-chimique des eaux, influençant la distribution des ETM dans les sédiments et leur transfert dans les eaux (Serpaud 1994), a été effectué à travers des mesures in situ de la température, pH, conductivité électrique (CE) et oxygène dissous (O₂D) réalisées respectivement à l'aide d'un thermomètre classique à mercure, un pH-mètre WTW 3310 SET 2 (1/100), un conductimètre LF90 (1/10) et un oxymètre WTW Oxi 3310 (1/100). Quant aux matières en suspension des eaux (MES), leurs teneurs ont été déterminées par filtration sur filtre Whatman GFC à 0,45µm (Afnor 1999). En outre, la teneur en matière organique (MO) des sédiments a été déterminée par perte au feu (Allen 1974).

L'évaluation du degré de contamination métallique et de toxicité des sédiments de l'Oued Hassar a été basée sur le calcul des indices d'enrichissement métallique et polymétallique notamment: l'indice de géoaccumulation (Igeo), le facteur de contamination (FC), le degré de contamination (DC) et l'indice de toxicité des sédiments ou indice de pollution sédimentaire (IPS).

L'indice de géoaccumulation (Igeo) a été calculé à l'aide de la formule (Müller 1981):

$$Igeo = \log 2 \frac{C_x}{1.5 * B_{gx}}$$

C_x : concentration mesurée de l'élément trace métallique x

B_{gx} : concentration du fond géochimique pour l'élément trace métallique x

L'Igeo permet la comparaison de la concentration d'un élément métallique donné par rapport à un fond géochimique de référence pour ce même élément lié aux effets lithologiques (Sahli *et al.* 2014).

Vu la nature carbonatée et marno-gréseuse de la couverture géologique de notre zone d'étude, nous avons opté pour un bruit de fond géochimique de concentrations moyennes spécifiques aux substrats carbonatés définies par Thomas & Meybeck (1992). Le facteur de correction "1,5" est introduit pour réduire au minimum l'effet des variations possibles au niveau des valeurs du fond géochimique qui pourraient être attribués à des variations lithologiques dans les sédiments. Müller (1981) a défini une échelle de six classes pour l'Igeo (Tab. 2).

Tableau 2. Classes de l'Igeo (Müller 1981).
Table 2. Classes of Igeo index (Müller 1981).

Classe	Valeur	Intensité de pollution des sédiments
1	$0 \leq Igeo < 1$	De non pollué à modérément pollué
2	$1 \leq Igeo < 2$	Modérément pollué
3	$2 \leq Igeo < 3$	De modérément pollué à fortement pollué
4	$3 \leq Igeo < 4$	Fortement pollué
5	$4 \leq Igeo < 5$	De fortement pollué à extrêmement pollué
6	$5 \leq Igeo$	Extrêmement pollué

Quant au facteur de contamination (FC), il est défini par le rapport de la teneur d'un élément métallique donné (C_x) par rapport au fond géochimique (B_{gx}) de ce même élément métallique pris en tant que facteur normalisant. Ce facteur de contamination est calculé par la formule suivante (Hakanson 1980):

$$FC = \frac{C_x}{B_{gx}}$$

- C_x : teneur mesurée pour un élément x

- B_{gx} : background pour un élément métallique x

Le tableau 3 rapporte les 4 classes de contamination pour le FC.

Tableau3. Classes du facteur de contamination (Hakanson 1980 ; Förstner *et al.* 1981).

Table 3. Classes of Contamination Factor (Hakanson 1980; Förstner et al 1981).

Classe	Valeur	Contamination
1	$FC < 1$	Absente à faible
2	$1 \leq FC < 3$	Modérée
3	$3 \leq FC < 6$	Considérable
4	$6 \leq FC$	Très forte

Le degré de contamination (DC) permet d'évaluer la contamination polymétallique des sédiments d'une station donnée. Il est calculé par la sommation des valeurs du facteur de contamination (FC). L'appréciation de ce degré de contamination a été définie par Hakanson (1980) suivant 4 classes (Tab. 4).

Tableau 4. Classes de degré de contamination (Hakanson 1980).

Table 4. Classes of Contamination Degree (Hakanson 1980).

Classe	Valeur	Contamination
1	$DC < 6$	contamination faible
2	$6 \leq DC < 12$	contamination modérée
3	$12 \leq DC < 24$	contamination considérable
4	$24 \leq DC$	contamination très élevée

Les indices Igeo, FC et DC permettent d'évaluer le degré d'enrichissement et de contamination des sédiments d'un ETM donné mais ils ne prennent pas en considération sa toxicité. L'indice de pollution sédimentaire (IPS), introduit par Rubio *et al.* (2000) et défini par la somme des valeurs du FC, prend en considération cette toxicité relative de chaque TM en lui affectant un facteur pondérateur (W) ou un poids de toxicité.

Ce facteur pondérateur varie en fonction de la toxicité de l'élément. Ainsi, un poids de 1 est assigné au Cr et Zn, 2 au Cu, 5 au Pb et 300 au Cd (Rubio *et al.* 2000; Singh *et al.* 2002). L'IPS est exprimé par la formule suivante (Rubio *et al.* 2000):

$$IPS = \sum \left(\frac{FC_x \cdot W_x}{W} \right)$$

FC_x : facteur de contamination de l'élément métallique x

W_x : poids de toxicité affecté à l'élément métallique x

W : $\sum W_x$

Le tableau 5 présente les 5 classes de qualité définies pour cet indice (Singh *et al.* 2002).

Tableau 5. Classes de l'indice de pollution sédimentaire (IPS).

Table 5. Classes of Sediment Pollution Index (SPI).

Classe	Valeur	Contamination
1	$0 \leq IPS < 2$	sédiment sain
2	$2 \leq IPS < 5$	sédiment faiblement pollué
3	$5 \leq IPS < 10$	sédiment moyennement pollué
4	$10 \leq IPS < 20$	sédiment très pollué
5	$20 \leq IPS$	sédiment dangereux

Sur le plan de l'analyse et de traitement des données, nos résultats ont été traités à l'aide du logiciel XLSTAT (Foucart 1982) en vue d'étudier la variabilité spatio-temporelle des teneurs métalliques des sédiments par l'analyse des variances à $P < 0,05$ et par analyse en composantes principales (ACP).

Tableau 6. Variations moyennes saisonnières des paramètres physicochimiques des eaux et de la matière organique (MO) des sédiments.

Table 6. Seasonal average variations of physico-chemical parameters of water and organic matter (MO) in sediments.

Paramètre	S ₁	S ₂	S ₃	S ₄	S ₅	S ₆	S ₇
T (°C)	23,27 ± 2,69	22,9 ± 3,89	21,95 ± 3,92	21,70 ± 4,27	19,2 ± 4,71	20,97 ± 5,32	19,32 ± 6,77
pH	8,42 ± 0,67	8,79 ± 0,93	8,45 ± 0,44	8,23 ± 0,24	7,76 ± 0,68	8,51 ± 0,74	7,98 ± 0,76
CE (ms/cm)	3,38 ± 0,52	3,39 ± 0,40	4,69 ± 0,80	5,26 ± 0,57	5,21 ± 0,54	5,37 ± 0,73	5,53 ± 0,75
Salinité (‰)	1,83 ± 0,23	1,86 ± 0,22	2,67 ± 0,33	3,04 ± 0,19	4,62 ± 0,44	3,16 ± 0,2	3,42 ± 0,60
O ₂ D (mg/l)	4,32 ± 0,80	3,35 ± 0,85	5,94 ± 1,47	6,01 ± 1,11	4,02 ± 1,36	5,39 ± 0,28	5,26 ± 1,51
MES (mg/l)	9,62 ± 11,68	26,52 ± 21,52	22,15 ± 7,29	25,52 ± 8,41	28,14 ± 16,45	25,91 ± 15,30	39,61 ± 24,70
MO (%)	8,17 ± 6,80	10,77 ± 4,22	6,79 ± 5,35	15,89 ± 8,00	4,59 ± 3,30	1,35 ± 0,72	6,94 ± 2,06

RESULTATS ET DISCUSSIONS

Paramètres physico-chimiques

L'analyse des résultats, exprimés en termes d'intervalles de variation des valeurs moyennes saisonnières (Tab. 6), montrent que les températures (T) enregistrées au niveau des différentes stations se situent entre 19,2°C (S₅) et 23,27°C (S₁). Cette température élevée enregistrée au niveau de la station S₁, correspondant au point de rejet des eaux épurées, serait liée au processus de traitement biologique aéré au sein de la StEp de Médiouna et au mode de transport par canalisation souterraine de ces eaux épurées jusqu'à ce point de rejet.

Par la suite, les températures des eaux montrent une diminution de l'amont en aval du cours d'eau suite aux échanges avec l'air et à l'effet des macrophytes qui ralentissent le réchauffement des eaux par le rayonnement solaire (Nahli *et al.* 2015).

Le potentiel hydrogène (pH) des eaux de l'Oued Hassar s'avère légèrement alcalin avec des valeurs variables entre 7,76 (S₅) et 8,79 (S₂) soit une moyenne globale de 8,31 pour tout le cours d'eau. Cet état d'alcalinité des eaux serait lié à une grande activité photosynthétique des macrophytes et des algues dans le milieu (Nahli *et al.* 2015).

Sur le plan de la minéralisation des eaux, les valeurs de la conductivité (CE) et de la salinité (S) varient respectivement entre 3,38 (S₁) et 5,53 mS/cm (S₇) et entre 1,83 (S₁) et 4,62‰ (S₅) et subissent une augmentation globale de l'amont vers l'aval du cours d'eau.

Ces valeurs témoignent d'une forte ionisation des eaux de notre milieu qui ne semblerait pas être liée uniquement à l'origine domestique des eaux usées traitées qui se déversent en S₁ mais surtout à la nature géologique (triasique) des terrains sous-jacents qui sont traversées par les sources qui alimentent le cours d'eau à partir de la station S₃ (Fawzi 2001 ; Fouad 2013; Nahli *et al.* 2015).

Les teneurs moyennes saisonnières en oxygène dissous (O₂D) de nos eaux varient globalement entre 3,35 mg/l (S₂) et 6,01 mg/l (S₄). Ces valeurs enregistrent aussi un gradient croissant de l'amont vers l'aval à l'exception des stations S₂ et S₅ qui reçoivent les effluents liquides des agglomérations riveraines. Cet accroissement amont-aval des teneurs en O₂D serait lié à l'effet positif de la StEp de Médiouna qui a réduit considérablement l'apport des matières oxydables (Nahli *et al.* 2016) dans le milieu et au développement algal au niveau de ses eaux et plus particulièrement au niveau de la retenue d'Oued Hassar.

Les charges moyennes saisonnières en MES des eaux de notre cours d'eau restent relativement faibles et varient entre 9,62 mg/l en S₁ et 39,61 mg/l en S₇. Ces teneurs en MES subissent également un gradient croissant de l'amont vers l'aval en dépit de quelques pics au niveau des stations S₂, S₅ et S₇. Ces pics en MES seraient liés aux infiltrations d'eaux usées grises et aux débris de déchets solides des agglomérations avoisinantes (S₂ et S₅) et aux activités de lavage des légumes et des produits maraichères (S₇) évoquées par d'autres auteurs dans le même site (Fawzi 2001; Fouad 2013; Nahli *et al.* 2015). En plus de ces sources anthropiques des MES, cet accroissement pourrait être lié au phénomène de la mise en suspension des particules des sédiments du fond le long de notre cours d'eau. En revanche, les sédiments de ce cours d'eau révèlent des teneurs moyennes saisonnières en matières organiques (MO) qui varient entre 1,35% enregistrée en S₆ et 15,89 % notée en S₄. Ces teneurs suivent une tendance décroissante de l'amont vers l'aval du cours d'eau, à l'exception des deux stations S₂ et S₄. Ces deux derniers pics en MO des sédiments seraient liés aux apports des eaux usées grises et des déchets solides, riches en matière organique, reçus par le cours d'eau au niveau de ces deux stations. Cette teneur en MO des sédiments diminue progressivement tout en s'éloignant du point de rejets des eaux usées de Médiouna (S₁) pour subir un accroissement en S₇ qui serait lié aux apports des résidus organiques des activités de lavage des produits maraichers et agricoles dans les eaux de cette station.

Contamination métallique des sédiments

Evolution spatio-temporelle des teneurs métalliques

Les résultats des analyses métalliques des sédiments de l'Oued Hassar montrent que les différents éléments traces se présentent à des teneurs saisonnières variables et différentes d'une station à une autre (Fig.2). Globalement, les concentrations métalliques moyennes saisonnières les plus élevées reviennent au Cu (2377,09 mg Kg⁻¹) suivi par le Zn (333,25 mg Kg⁻¹), Fe (159,11 mg Kg⁻¹), Pb (49,12 mg Kg⁻¹), Cd (1,775 mg Kg⁻¹) et Cr (1,771 mg Kg⁻¹). En outre, les teneurs moyennes des ETM subissent une croissance selon l'ordre : Cu>Zn>Fe>Cr>Pb>Cd. Sur le plan spatial, les stations amont (S₁, S₂ et S₄) présentent les teneurs les plus élevées en ETM, notamment en Cu, Zn, Fe, Cr et Pb, que les stations situées plus en aval (S₅, S₆ et S₇). Cet enrichissement en ETM serait lié à l'effet, encore persistant, des apports en eaux usées brutes d'origine domestique et industrielle de la localité de Médiouna (Fouad *et al.* 2014) en dépit de la réduction très importante des teneurs de ces éléments au niveau des eaux épurées issues de la StEp de Médiouna (Nahli *et al.* 2016). A cet impact, lié aux déversements antérieurs des eaux brutes de Médiouna, s'ajouterait aussi l'effet des infiltrations des eaux usées grises et des déchets solides du douar Sidi Brahim (S₂) et de l'hôpital psychiatrique de Tit Mellil (S₄).

Pris séparément élément par élément, nous remarquons que les teneurs moyennes saisonnières du cuivre (Cu) varient entre 8,47 mg Kg⁻¹ enregistrée en S₅ en Novembre 2013 et 5969, 17 mg Kg⁻¹ enregistrée en S₂ le même mois. Au même moment, ces teneurs moyennes en Cu présentent

un gradient décroissant très visible de l'amont vers l'aval contrairement à ce qui été rapporté par Fouad (2013) dans le même site, où les teneurs en Cu des sédiments passent de 326,6 mg Kg⁻¹ à 165,5 mg Kg⁻¹ enregistrées respectivement en S₂ et S₅. L'influence du processus d'épuration sur la réduction des teneurs en Cu drainé par les eaux usées de Médiouna, particulièrement d'origine industrielle, semble s'amorcer au niveau de notre milieu. Toutefois, ces teneurs moyennes en Cu des sédiments de notre cours d'eau dépassent globalement la valeur moyenne mondiale de référence fixée à 50 mg Kg⁻¹ par Thomas et Meybeck (1992). Comparées à d'autres résultats à l'échelle nationale marocaine, nos concentrations moyennes en Cu dépassent largement les teneurs rapportées par Fekhaoui *et al.* (1993), Bouabdli *et al.* (2005), Belghyti *et al.* (2010), Ouzair *et al.* (2011) et Toueil *et al.* (2011) respectivement au niveau des cours d'eau de Sebou, Moulouya, Khmiss, R'dom et Tislit-Talsint (Tab. 7). Cet enrichissement de nos sédiments en Cu est essentiellement d'origine anthropique liée à l'apport, particulièrement antérieur, des eaux usées brutes de Médiouna et aussi au lessivage automnal (Novembre) des terres agricoles riches en engrais comme l'a rapporté Azzaoui *et al.* (2002) dans d'autres hydrosystèmes et Fouad *et al.* (2014) au niveau des deux rives de notre cours d'eau.

Pour le Zn, les teneurs varient entre un minimum de 2,10 mg Kg⁻¹ signalé en S₆ au mois d'Août 2014 et 491,96 mg Kg⁻¹ enregistré au niveau de S₁ en Novembre 2013. Comme pour le Cu, les teneurs en Zn subissent un gradient global décroissant de l'amont vers l'aval dans notre cours d'eau. La richesse des stations amont en Zn traduirait une contamination des sols bien connue au Maroc (Fouad 2013) et souvent liée à diverses origines agricole suite à l'utilisation des engrais riche en Zn (Commission Européenne 2008 ; Mermut *et al.* 1996), domestique en relation avec les apports en eaux usées ou encore industrielle liée aux particules atmosphériques issues des installations de la zone (Fouad 2013). Signalons que ces teneurs en Zn enregistrées au niveau des stations amont (S₁, S₂ et S₄) de notre cours d'eau sont largement supérieures à la valeur moyenne de référence des 110 mg Kg⁻¹ fixée par Martin & Meybeck (1979), Meybeck (1988) et Thomas & Meybeck (1992) pour les rivières dans le monde mais plus en aval (S₅, S₆ et S₇), ces teneurs en Zn deviennent inférieures à cette valeur référence. Par comparaison à d'autres milieux marocains, nos teneurs en Zn sont inférieures aux teneurs rapportées par Fekhaoui *et al.* (1993), Bouabdli *et al.* (2005) respectivement au niveau de l'Oued Sebou et Moulouya. Néanmoins, elles dépassent celles enregistrées dans d'autres cours d'eau (Tab. 7) comme l'Oued Khmiss (Belghyti *et al.* 2010), Rdom (Ouzair *et al.* 2011), Tsilit-Talsint (Toueil *et al.* 2011) et Sebou (Foudeil *et al.* 2013).

Concernant le Fe, les teneurs varient entre 3,08 et 207,69 mg Kg⁻¹ enregistrées respectivement au niveau de S₅ au mois de Novembre 2013 et en S₁ au mois de Mai 2014. Comme pour les autres ETM traités précédemment, ces concentrations en Fe subissent un gradient décroissant de l'amont vers l'aval avec des valeurs plus élevées en S₁, S₂, S₃ et S₄ et plus faibles au niveau des stations S₅, S₆ et S₇. Ces teneurs en Fe restent largement inférieures à celles citées par Fekhaoui *et al.* (1993) et Foudeil *et al.* (2013) au niveau de l'Oued Sebou et Belghyti *et al.* (2010), Ouzair *et al.* (2011)

et Toueil *et al.* (2011) respectivement au niveau de l'Oued Khmiss, Rdom, et Tslit-Talsint (Tab. 7).

Cet enrichissement des sédiments de nos stations amont par le Fe pourrait être lié aux effets des eaux usées particulièrement industrielles provenant des unités de textile installées dans la ville de Médiouna (Fouad *et al.* 2013). En effet, ce type d'industrie génère ce métal en grande quantité (Ben Mansour *et al.* 2011) mais il peut être également libéré par les argiles des terrains agricoles avoisinants (Foudeil *et al.* 2013) ou par les affleurements géologiques de la roche mère sur place.

Pour ce qui est du Pb, les sédiments de nos stations présentent des teneurs légèrement plus modérées qui varient entre 2,7 et 96,96 mg Kg⁻¹ enregistrées respectivement en S₅ au mois de mai 2014 et au niveau de S₁ en novembre 2013. Comme pour les autres métaux, les teneurs en Pb des sédiments de nos stations subissent un gradient décroissant de l'amont vers l'aval. Au même moment, ces teneurs moyennes restent inférieures à la valeur référence mondiale des rivières de 40 mg Kg⁻¹ (Thomas & Meybeck, 1992) et aux teneurs citées par Bouabdli *et al.* (2005) et Toueil *et al.* (2011) dans les cours d'eau de l'Oued Moulouya et Tslit-Talsint. Cependant, ces teneurs dépassent celles citées au niveau des cours d'eau de Sebou, Khmiss et Rdom respectivement par Fekhaoui *et al.* (1993), Belghyti *et al.* (2010) et Ouzair *et al.* (2011) (Tab. 7). Cet enrichissement en Pb des sédiments de nos stations, pourrait être lié aux apports encore persistants des eaux usées de Médiouna mais aussi à d'autres rejets liquides, riches en hydrocarbures, déversés clandestinement au voisinage de S₁. Ajoutons à ces sources probables de Pb, une autre origine liée au trafic routier qui s'accompagne d'une pollution atmosphérique qui enrichirait les sédiments de nos stations amont plus particulièrement la S₄ qui révèle des teneurs en Pb pouvant atteindre 47,49 mg Kg⁻¹. En effet, cette station se situe à 200 m d'un point passage d'une route tertiaire très fréquentée par les moyens de transport qui engendreraient des retombés particuliers atmosphériques riches en Pb (Conor 1980 ; Goody *et al.* 1995).

Concernant le Cr, les teneurs mensuelles varient entre un minimum de 3,85 et un maximum de 115,97 mg Kg⁻¹ enregistrées respectivement en S₅ et S₂ aux mois de Novembre 2013 et Février 2014. Globalement, ces teneurs restent inférieures à la valeur référence des 120 mg Kg⁻¹ fixée pour les rivières dans le monde par Thomas & Meybeck (1992) et à la teneur citée par Foudeil *et al.* (2013) au niveau de l'Oued Sebou. Au même moment, ces teneurs en Cr dépassent les valeurs rapportées par Fekhaoui *et al.* (1993), Bouabdli *et al.* (2005), Belghyti *et al.* (2010), Ouzair *et al.* (2011) et Toueil *et al.* (2011) respectivement au niveau des cours d'eau de l'Oued Sebou, Moulouya, Khmiss, Rdom, Tslit-Talsint (Tab. 7). Sur le plan spatial, nos concentrations en Cr montrent une tendance à la diminution d'amont en aval de notre cours d'eau mais avec des pics bien marqués au niveau des sédiments des stations S₂, S₄ et S₇ proches des agglomérations rurales. Ces dernières seraient à l'origine d'une production de déchets et de rejets liquides qui contamineraient en Cr les sédiments des stations proches.

Pour le Cd, les teneurs des sédiments de nos stations restent faibles et ne dépassent pas les 2,10 mg Kg⁻¹ enregistrées en S₆ au mois d'Août 2014. Contrairement aux autres métaux, ces teneurs en Cd ne présentent pas de gradient de diminution de l'amont vers l'aval, bien au contraire, les sédiments de la station S₁ semblent moins chargés que ceux des autres stations qui présentent globalement des teneurs comparables. Malgré ces faibles teneurs en Cd, elles dépassent la valeur référence des 0,3 mg Kg⁻¹ fixée par Thomas & Meybeck (1992). Au même moment, ces teneurs dépassent les teneurs rapportées au niveau de certains cours d'eau marocains comme Sebou, Moulouya, Khmiss, Rdom, Tslit-Talsint respectivement par Fekhaoui *et al.* (1993), Foudeil *et al.* (2013), Bouabdli *et al.* (2005), Belghyti *et al.* (2010), Ouzair *et al.* (2011) et Toueil *et al.* (2011) (Tab. 7). Ces teneurs en Cd signalées au niveau des sédiments de notre cours d'eau auraient probablement une origine industrielle liée aux industries de peinture et de métallurgie installées dans la zone industrielle de Médiouna (Fouad *et al.* 2013). Une autre origine résiderait dans le lessivage du sol fertilisé par les engrais au niveau des rives de notre cours d'eau puisque Raven *et al.* (1997) a signalé que les fertilisants phosphatés et potassés contiennent des teneurs de Cd qui peuvent atteindre 6,3 mg Kg⁻¹.

Suite à ces résultats, nous notons globalement une diminution des concentrations des ETM (Cu, Fe, Zn, Pb et Cr) de l'amont vers l'aval de notre cours d'eau (excepté le Cd pour lequel la diminution des teneurs de l'amont en aval n'est pas prouvée statistiquement (Tab. 9)) qui serait liée à l'éloignement du point de rejet des eaux épurées (S₁) ou des points de déversement des eaux grises des agglomérations riveraines. Au même moment, cette évolution est enclenchée suite à plusieurs phénomènes d'adsorption, désorption, mise en suspension et d'absorption de ces ETM (Kimball *et al.* 1995 ; Deschamps *et al.* 2006). Ces phénomènes sont influencés par plusieurs facteurs comme le pH des eaux, la teneur de la matière organique dans les sédiments et les matières en suspension dans les eaux (Geesey *et al.* 1984 ; Elliot *et al.* 1986). En effet, le pH alcalin des eaux favoriserait l'adsorption des ETM sur les colloïdes et les sédiments (Basta & Tabatabai 1992). Au contraire, la diminution légère du pH des eaux observée en aval de ce cours d'eau, notamment en S₅ et S₇, pourrait atténuer l'adsorption de plusieurs éléments métalliques qui vont être entraînés par la suite au niveau des eaux de ce milieu. La teneur élevée des matières organiques dans les sédiments favorise aussi l'adsorption des éléments traces métalliques essentiellement en période d'étiage (Ben Bouih *et al.* 2001). En effet, cette teneur de matière organique des sédiments de notre cours d'eau suit une évolution décroissante d'amont en aval et passent d'un taux de 8,17 % enregistrées en S₁ à un taux de 1,35% en S₆, à l'exception des pics enregistrés en S₂, S₄ et S₇, ce qui expliquerait le gradient décroissant amont-aval des teneurs en métaux traces dans les sédiments. L'assimilation et la concentration des ETM par les plantes aquatiques et les macrophytes largement connue (Campbell *et al.* 1988 ; Kovacs *et al.* 1984) pourrait également contribuer à la diminution des teneurs en métaux traces dans les sédiments qui se ferait par absorption des métaux lourds directement de la colonne d'eau où à partir de l'eau interstitielle des sédiments.

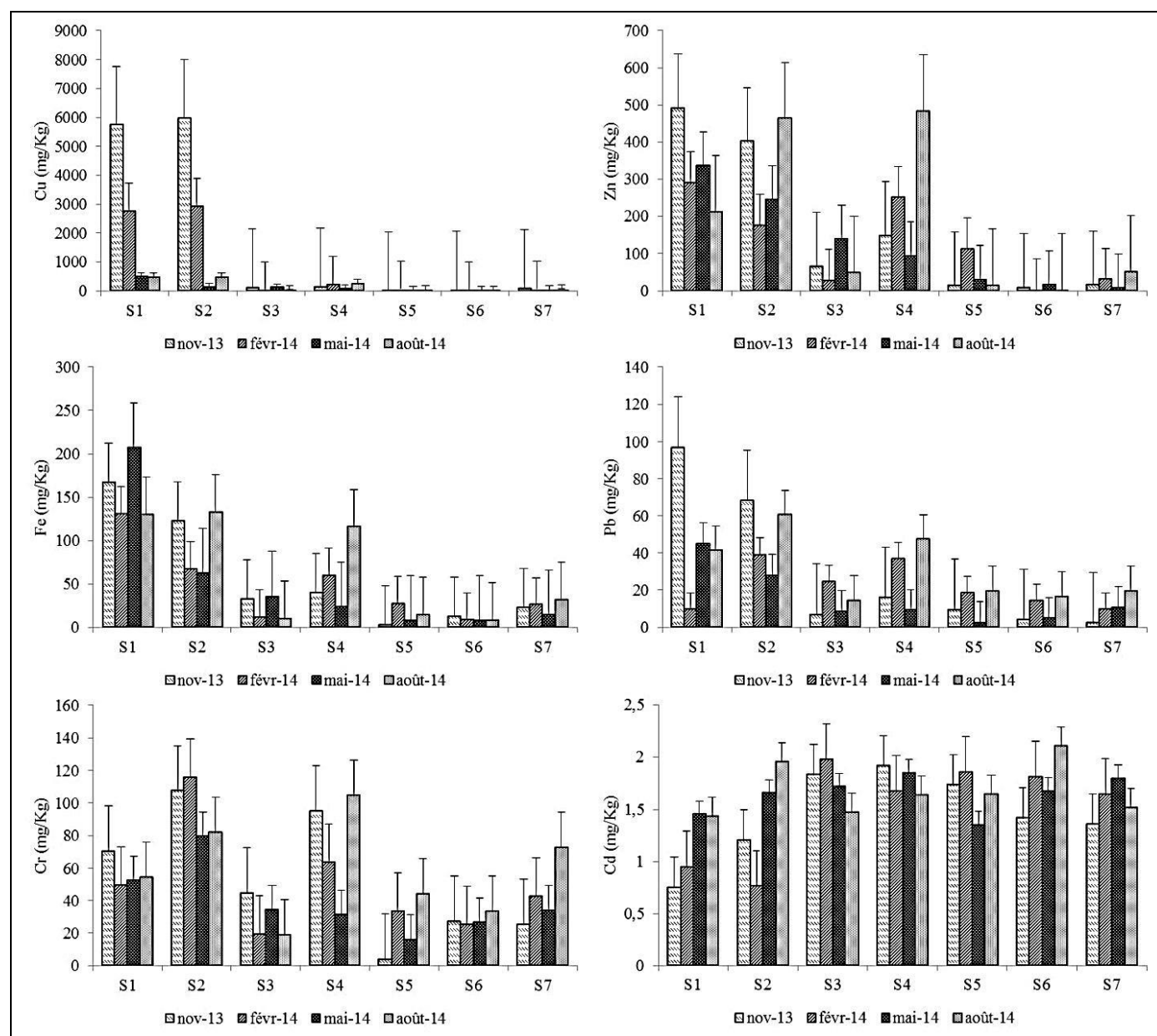


Figure 2. Variations spatio-temporelles des teneurs en ETM des sédiments de l'Oued Hassar.

Figure 2. Spatio-temporal variations of MTE contents of Hassar creek sediment.

La charge des eaux en matière en suspension, qui augmente d'amont en aval au niveau de notre cours d'eau, favorise également le phénomène d'adsorption des éléments métalliques sur les colloïdes formés par ces matières en suspension pour être entraînés dans la phase liquide (Bouabdli *et al.* 2005).

En définitive et par comparaison aux teneurs métalliques des sédiments enregistrées dans le milieu en 2010, à l'époque où il recevait encore les eaux usées brutes de Médiouna (Fouad *et al.* 2013), nous remarquons globalement que nos teneurs sont largement plus faibles à l'exception du Cu (Tab. 7), ce qui confirme l'impact potentiel positif de la StEp de Médiouna. En effet, l'épuration accomplie par cette station a manifestement entraîné une décontamination métallique des sédiments ce qui a contribué à un début de réhabilitation du milieu mais les teneurs métalliques enregistrées restent largement supérieures à celles signalées dans d'autres cours d'eau

marocains modérément impactés par les activités anthropiques tels que l'Oued Rdom (Ouzair *et al.* 2011), l'Oued Tislit-Talsint (Toueil *et al.* 2011), l'Oued Sebou (Foudeil *et al.* 2013), Oued Khmiss (Belghyti *et al.* 2010) et l'Oued Moulouya (Bouabdli *et al.* 2005) (Tab. 7).

Ce processus de réhabilitation visible à l'échelle temporelle se confirme à l'échelle spatiale à travers la classification hiérarchique ascendante (CAH) des teneurs en ETM dans les différentes stations (Fig. 3).

Cette classification met en évidence deux groupements de stations : Le premier groupement est constitué par les stations amont S₁ et S₂ à sédiments chargés en ETM. Le deuxième groupement est formé par le reste des autres stations qui s'individualisent en deux sous-groupes de stations intermédiaires (S₃, S₄ et S₅) caractérisées par des sédiments à teneurs métalliques moyennes et de stations aval (S₆ et S₇) à faibles teneurs métalliques au niveau de leurs sédiments.

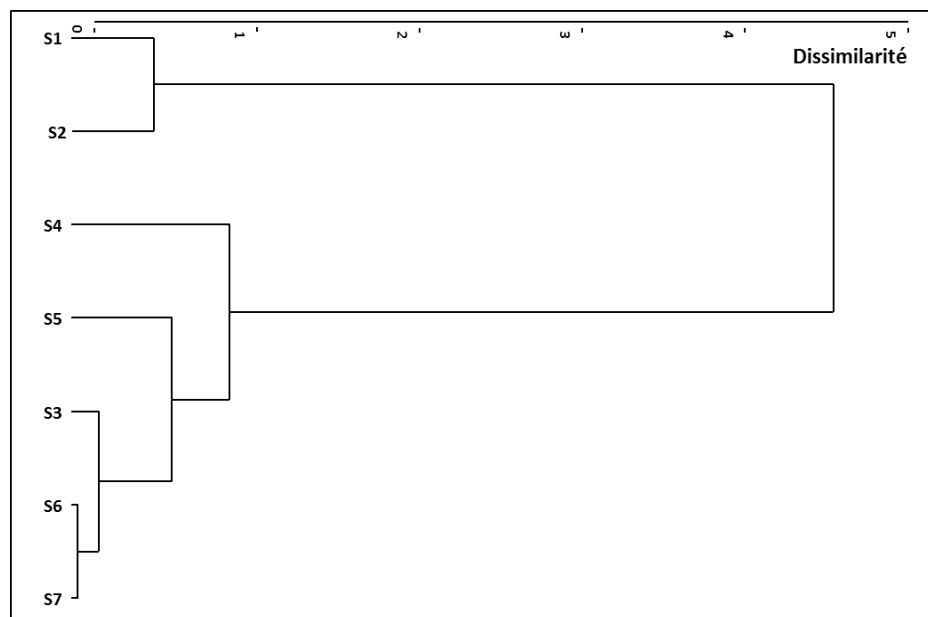


Figure 3. Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) des stations étudiées.

Figure 3. Hierarchical Cluster of studied stations.

Variation des indices de contamination métallique

Les valeurs de l'indice Igeo (Tab. 8) montrent une tendance globale à la diminution de l'amont vers l'aval pour tous les ETM à l'exception du Cd et du Cr. En effet, pour ces 2 éléments traces, les sédiments de nos sept stations sont soit légèrement à moyennement contaminés dans le cas du premier soit non contaminés pour le second. Pour les autres éléments métalliques, la variation spatiale de l'indice Igeo est bien visible avec des valeurs qui deviennent négatives au niveau des stations S₅, S₆ et S₇ ce qui prouve une absence de contamination par tous les ETM à l'exception du Fe et du Cd. Pour les autres stations de la zone amont de notre cours d'eau, l'indice Igeo confirme une contamination forte par le Fe et le Cu en S₁, S₂ et S₃ et légère à moyenne en S₄. Au même moment, les deux stations S₁ et S₂ présentent une contamination légère à moyenne par le Zn.

Concernant le Facteur de Contamination (FC), les valeurs calculées témoignent d'une contamination considérable de toutes les stations par le Cd contrairement au Cr qui se présente à des niveaux de concentration plus faibles. Pour les autres ETM, le FC montre un gradient spatial décroissant de l'amont vers l'aval avec une forte contamination des sédiments des stations S₁ et S₂ en Cu, Fe et Zn alors que pour le Pb, cette contamination s'avère modérée pour ces mêmes stations ainsi que pour la S₄.

L'évolution des valeurs du Degré de Contamination (DC) confirme une fois de plus la présence d'un gradient décroissant amont – aval de pollution métallique avec une contamination polymétallique très élevée en amont en S₁ et S₂, considérable en S₃ et S₄ et modérée en S₅, S₆ et S₇. Cette dernière station (S₇) semble être la plus contaminée, parmi ces trois stations aval à cause de l'effet du lessivage des argiles lors des activités de lavage des produits agricoles et maraichers par les eaux de cette station et sa proximité du trafic routier. En ce qui concerne l'Indice de Pollution Sédimentaire (IPS), nous remarquons que la valeur la plus

élevée est enregistrée en S₄ et la plus faible en S₁. Mais d'une manière globale, ces valeurs de l'IPS restent similaires pour toutes nos stations et montrent que les sédiments de notre cours d'eau sont faiblement à moyennement pollués (Tab. 8).

Traitement et analyse des données

1. Analyse de la variance des ETM

Les résultats du test d'analyse de variance de Friedman des ETM montrent des différences significatives ($P \leq 0,05$) entre nos stations de prélèvement pour le Cr, Fe, Cu, Pb, et le Zn (Tab. 9). Toutefois, la variance saisonnière de ces 4 éléments est non significative. Contrairement aux autres ETM, les teneurs du Cd présentent une variance saisonnière significative alors que sa variance spatiale se montre non significative.

2. Analyse en Composantes Principales (ACP)

Cette méthode d'analyse a été appliquée aux données de nos 4 campagnes d'échantillonnage en établissant des corrélations entre les différentes variables (Tab. 10). Ainsi la matrice des données est constituée de 28 prélèvements (7 stations * 4 campagnes).

Les résultats obtenus (Fig. 4) à la suite de cette analyse indiquent que l'axe F1 explique 63,24% de la variance totale des données et l'axe F2 n'en indique que 16,77% soit donc, 80,01% de la variabilité de la table des données qui s'exprime par le plan factoriel F1*F2.

Au niveau de ce plan factoriel F1*F2, l'axe F2 oppose le Cd, métal à faible teneur au niveau des sédiments, aux métaux à teneurs plus élevées. L'axe F1 traduit un gradient de contamination en Zn ($r=0,94$), Pb ($r=0,91$), Fe ($r=0,88$), Cr ($r=0,79$) et Cu ($r=0,77$) avec un coefficient de corrélation moyenne à forte obtenue entre Zn et Fe ($r^2=0,89$), Pb ($r^2=0,85$), Cr ($r^2=0,70$) et Cu ($r^2=0,60$) d'une part et entre Pb et

Fe ($r^2 = 0,77$), Cu ($r^2 = 0,71$) et Cr ($r^2 = 0,64$) d'autre part (Tab. 11). L'axe F2 définit un gradient de contamination en Cd ($r = 0,96$).

Sur le plan spatial, l'analyse globale des résultats de l'ACP permet de dégager une typologie dominée par l'individualisation de 2 groupes de stations GI et GII (Fig. 4), où les stations/prélèvements sont positionnés sur l'axe F1 selon leur degré de contamination en Fe, Zn, Cu, Cr et Pb et sur l'axe F2 selon les teneurs des sédiments en Cadmium :

- Le Groupe I comprend les prélèvements relatifs aux stations S₁ (S₁-N, S₁-F, S₁-M et S₁-A) correspondant au point de rejet des eaux usées traitées de Médiouna, S₂ (S₂-N, S₂-F, S₂-M et S₂-A) et S₄ (S₄-N, S₄-F et S₄-A) localisée près des agglomérations rurales (Sidi Brahim et hôpital psychiatrique

Tit Mellil) qui génèrent une pollution métallique par le déversement des eaux grises et le dépôt de déchets solides près du cours d'eau. Ce groupe, qui occupe la partie positive de l'axe F1, est formé de stations polluées par le Fe, Zn, Cu, Cr et Pb.

- Le groupe II, opposé au groupe I, est représenté par les stations/prélèvements en amont S₃ (S₃-N, S₃-F, S₃-M et S₃-A) et S₄-M et les 3 stations en aval S₅ (S₅-N, S₅-M, S₅-A), S₆ (S₆-N, S₆-F, S₆-Met S₆-A) et S₇ (S₇-N, S₇-F, S₇-M et S₇-A). Ce groupe se positionne sur la partie négative de l'axe F1 ce qui nous permet de dire que ces stations sont caractérisées par une faible contamination métallique en Fe, Zn, Cu, Cr et Pb. La présence des éléments métalliques dans les sédiments à faible concentrations dans ce groupe de stations pourraient être liées à une contamination naturelle

Tableau 7. Comparaison des teneurs métalliques des sédiments de l'Oued Hassar en (mg Kg⁻¹) avec les concentrations moyennes de référence dans les rivières mondiales et d'autres cours d'eau marocains.

Table 7. Comparison of metal contents of Hassar creek sediments in (mg Kg⁻¹) with reference average concentrations in World Rivers and other Moroccan watercourses.

Cours d'eau	Eléments traces métalliques (mg Kg ⁻¹)						Références
	Cd	Cr	Cu	Pb	Zn	Fe	
Rivières du monde	0,3	120	50	40	110	-	Thomas & Meybeck (1992)
Oued Sebou	0,01-1,10	0,47-77,5	12,5-625	0,5-19	30-1250	19-30300	Fekhaoui <i>et al.</i> (1993)
Oued Moulouya	0,19-0,8	-	19,4-27,88	19,2-710	81-949	-	Bouabdli <i>et al.</i> (2005)
Oued Khmiss	0,05-0,67	4,15-67,5	31-87	10-57	41,25-200	2087-7800	Bleghyti <i>et al.</i> (2010)
Oued Rdom	0-0,01	1-1,9	0,2-2,1	1,2-2,7	1-3,8	178-468	Ouzair <i>et al.</i> (2011)
Oued Tislit-Talsint	0,35	33,30	58,54	85,84	142,65	39390	Toueil <i>et al.</i> (2011)
Oued Sebou	-	77,93-119	-	-	79,27-121	33330-44190	Foudeil <i>et al.</i> (2013)
Oued Hassar	1,5-17,4	107,7-258,9	165,4-326,6	15,03-148,2	458,02-1768,9	1700-2500	Fouad <i>et al.</i> (2013)
Oued Hassar	0,752-2,105	3,85-115,97	8,47-5969,17	2,7-96,96	2,1-491,96	3,08-207,69	La présente étude

Tableau 8. Evolution des moyennes saisonnières des indices: Igeo, FC, DC et IPS.

Table 8. Evolution of indices' seasonal averages : Igeo, CF, CD and PSI.

Indice	Station	S ₁	S ₂	S ₃	S ₄	S ₅	S ₆	S ₇
Igeo	Cd	1,29	1,55	1,95	1,97	1,86	1,95	1,80
	Cr	-1,27	-0,51	-2,30	-1,01	-2,95	-2,26	-1,74
	Cu	4,36	3,95	0,11	1,33	-1,26	-0,98	-0,02
	Fe	4,47	3,70	1,47	2,86	0,51	0,43	1,70
	Pb	0,28	0,63	-1,30	-0,40	-1,60	-1,82	-1,79
	Zn	1,16	1,08	-1,25	0,51	-2,27	-4,61	-2,68
FC	Cd	3,82	4,65	5,83	5,90	5,49	5,84	5,27
	Cr	0,63	1,07	0,33	0,82	0,27	0,31	0,49
	Cu	52,64	52,82	1,89	4,04	0,80	0,80	1,50
	Fe	33,85	20,56	4,85	12,84	2,86	2,05	5,07
	Pb	2,42	2,46	0,69	1,37	0,63	0,51	0,54
	Zn	3,51	3,39	0,75	2,58	0,46	0,08	0,29
DC		96,86	84,95	14,34	27,55	10,51	9,59	13,14
IPS		4,10	4,90	5,68	5,79	5,34	5,68	5,13

Tableau 9. Résultats du test de Friedman des éléments traces métalliques des sédiments (*significatif si $p\text{-value} \leq 0,05$).

Table 9. Friedman test results of trace metal elements in sediments (* Significant if $p\text{-value} \leq 0.05$).

	Cd	Cr	Fe	Cu	Pb	Zn
Stations	0,126	0,01*	0,002*	0,002*	0,047*	0,004*
Saisons	0,024*	0,277	0,692	0,224	0,116	0,968

Tableau 10. Codes de l'ACP et corrélation des variables sur le plan factoriel F1*F2 (*: $P < 0,05$).

Table 10. PCA code and variables correlation on factorial plan F1*F2 (* $P < 0.05$).

Station	Campagne	Code	Variable	Code	Axe 1	Axe 2
S ₁	Novembre 2013	N	Cadmium	Cd	-0,206	0,968*
S ₂	Février 2014	F	Chrome	Cr	0,792*	-0,154
S ₃	Mai 2014	M	Cuivre	Cu	0,778*	0,014
S ₄	Août 2014	A	Fer	Fe	0,888*	0,078
S ₅			Plomb	Pb	0,919*	0,180
S ₆			Zinc	Zn	0,941*	0,081
S ₇						

Tableau 11. Matrice de corrélation des éléments traces métalliques (*En gras, valeurs significatives au seuil $\alpha=0,05$*).

Table 11. Correlation matrix of metal trace elements.

	Cd	Cr	Cu	Fe	Pb
Cr	-0,234				
Cu	-0,148	0,512			
Fe	-0,136	0,572	0,575		
Pb	-0,040	0,645	0,716	0,779	
Zn	-0,125	0,708	0,604	0,890	0,850

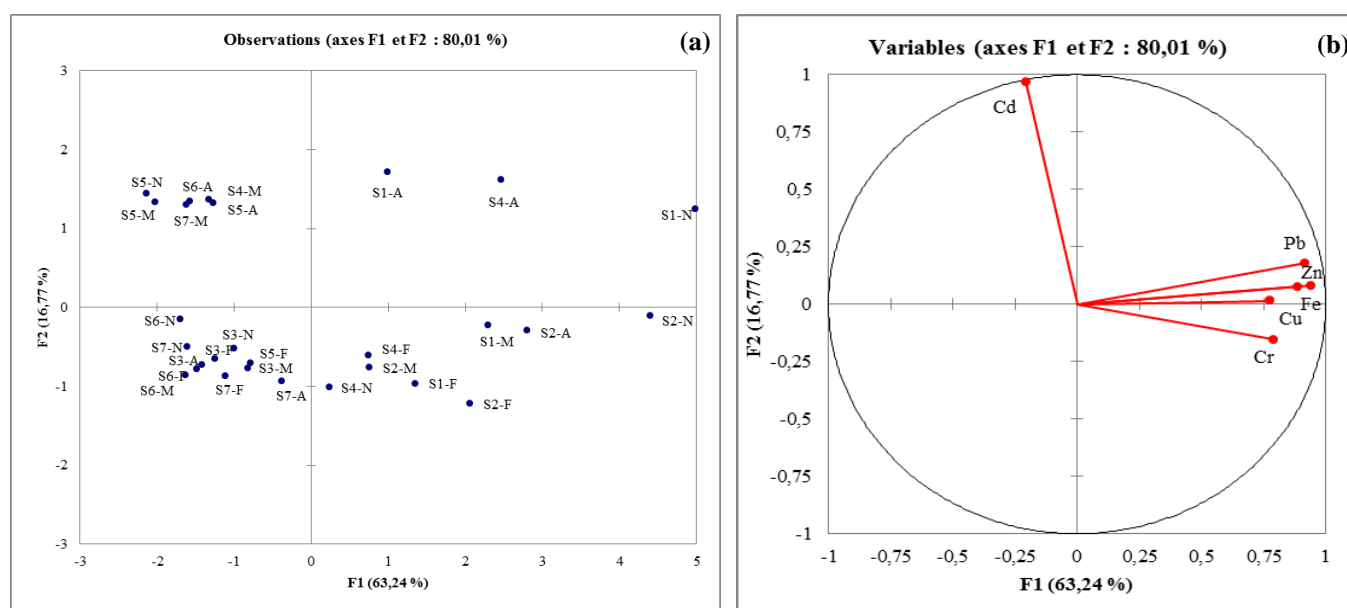


Figure 4. Projection des paramètres de contamination métallique (a) et des stations (b) sur le plan F1*F2.

Figure 4. Projection of metal contamination parameters (a) and stations (b) on the F1*F2 plan.

CONCLUSION

Le suivi de l'évolution des 6 éléments traces métalliques (Cd, Cr, Zn, Cu, Pb et Fe) dans les sédiments de l'Oued Hassar, après installation de la StEp Médiouna, montre que leurs teneurs subissent une croissance selon l'ordre : Cu>Zn>Fe>Cr>Pb>Cd. Les teneurs de tous ces ETM montrent une variation spatiale significative, à l'exception du Cd qui montre une variation saisonnière significative.

Les indices de contamination (Igeo, FC et DC) révèlent une contamination polymétallique des sédiments par plusieurs ETM essentiellement par le Cu, Fe et Cd particulièrement en amont de ce cours d'eau. Au même moment, l'Indice de la Pollution des Sédiments (IPS), qui prend en considération la toxicité de ces éléments métalliques, permet de constater que les sédiments de l'Oued Hassar s'avèrent faiblement à moyennement pollués contrairement à son état antérieur à la mise en place de la station d'épuration de Médiouna.

En effet, nos résultats montrent que cette station d'épuration a contribué à améliorer l'état de contamination des sédiments de notre cours d'eau et un début de résilience écologique semble s'amorcer mais certains rejets d'eaux grises et de déchets solides issues de certaines agglomérations rurales des rives de ce cours d'eau, particulièrement en amont, paraissent ralentir ce processus. En effet, l'analyse typologique de cette contamination métallique révèle un enrichissement métallique observé particulièrement au niveau des stations amont proches de ces agglomérations riveraines. Cet enrichissement, considérable pour certains éléments métalliques (Cd, Fe et Zn), pourrait être également d'origine agricole lié au lessivage des sols et l'épandage des engrais phosphatés au niveau des deux rives de l'Oued Hassar.

REFERENCES

- Afnor 1999. Qualité de l'eau : Dosage des matières en suspension. Méthode par filtration sur filtre en fibre de verre. *Norme NF EN 872*, 2, 113–122.
- Agence du Bassin Hydraulique du Bouregreg et de la Chaouia (ABH-BC) 2012. *Etude d'évaluation des eaux de surface de la zone d'action de l'agence du bassin hydraulique du Bouregreg et de la Chaouia*. Rapport interne, 21 p.
- Agence du Bassin Hydraulique du Bouregreg et de la Chaouia (ABHBC) 2004. *Etude d'évaluation des eaux de surface de la zone d'action de l'agence du bassin hydraulique du Bouregreg et de la Chaouia. Mission 1*, 43p.
- Allen S.E. (ed), Grimshaw H.M., Parkinson J.A. *et al.* 1974. Chemical analysis of ecological materials. *Blackwell Scientific Publications*, Oxford. 386 p.
- Amiard-Triquet C. 1989. Bioaccumulation et nocivité relatives de quelques polluants métalliques à l'égard des espèces marines. *Bulletin d'Ecologie*, 20, 2, 129–151.
- Andre B. et Lascombe C. 1987. Comparaison de deux traceurs de la pollution métallique des cours d'eau: les sédiments et les Bryophytes. *Revue des sciences de l'eau* 6, 2, 225–247.
- Azzaoui S., El Hanbali M. et Leblanc M. 2002. Cuivre, plomb, fer et manganèse dans le bassin versant du Sebou : Sources d'apport et impact sur la qualité des eaux de surface. *Water Quality Research Journal of Canada*, 37, 4, 773–784.
- Basta N.T. et Tabatabal M.A. 1992. Effect of cropping Systems on adsorption of metals by soils: II. Effect of pH. *Soil Science*, 153 (3), 195–204.
- Belghyti D., Zitit G., Elkharrim K. *et al.* 2010. Impact de la charge métallique des eaux usées industrielles de la ville de Khémisset sur la qualité de l'Oued Khmiss, au Maroc, *Afrique Science* 06, 1, 92–105.
- Ben Bouih H., Nassali H. et Srhiri A. 2001. Spéciation chimique du zinc et du cuivre dans les sédiments superficiels du lac Fouarat au Maroc. *Journal de la Société Chimique de Tunisie*, 4 (10), 1279–1286.
- Ben Mansour H., Boughzala O., Dridi D. *et al.* 2011. Les colorants textiles sources de contamination de l'eau: CRIBLAGE de la toxicité et des méthodes de traitement. *Journal of Water Science*, 24, 3, 209–238.
- Bouabdli A., Saidi N., M'rabet S. *et al.* 2005. Oued Moulouya : vecteur de transport des métaux lourds (Maroc). *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science*, 18, 2, 199–213.
- Campbell P.G.C (eds), Lewis A.G., Chapman P.M. *et al.* 1988. Biologically available metals in sediments. *Conseil National de Recherches du Canada*, Rapport CNRC N° 27694, 298 p.
- Commission Européenne 2008. Zinc metal. *Risk assessment report R072-0805- environment*, 368 p.
- Conor R. 1980. *Metals contamination of food*. Applied sciences publishers (Ed). London, 290 p.
- Deschamps T., Benzaazoua M., Bussière B. *et al.* 2006. Mécanismes de rétention des métaux lourds en phase solide : cas de la stabilisation des sols contaminés et des déchets industriels. *Vertigo - la revue électronique en sciences de l'environnement*, 7, 2, consulté le 26 février 2016. URL : <http://vertigo.revues.org/2171> ; DOI : 10.4000/vertigo.2171.
- Direction de la Météorologie Nationale (DMN) 2013. *Données météorologiques de la station Casa-Anfa*.
- Elliott H.A., Liberati M.R. et Huang C. P. 1986. Competitive adsorption of heavy metals by soils. *Journal of Environmental Quality*, 15, 214–219.
- Fawzi B. 2002. *Peuplement diatomique du réseau hydrographique de l'Oued Mellah : composition, structure, autoécologie et indices de qualité*. Thèse de doctorat, Université Hassan II, Casablanca, 166 p.
- Fawzi B., Chlaida M., Oubraim S. *et al.* 2001. Application de certains indices diatomiques à u cours d'eau marocain : Oued Hassar. *Revue des Sciences de l'Eau* 14, 1, 73–89.
- 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 Scientifique*, Rabat, 17, 13–20.
- Forstner U. et Wittman G.T.W. 1981. Metal pollution in the Aquatic Environment (2nd ed.). *Springer-Verlag: Berlin*, 486 p.
- Fouad S. 2013. *Diagnostic de la qualité physico-chimique et microbiologique du cours d'eau de l'Oued Hassar (Nord Est de Casablanca): Impacts et risques sanitaires liés aux eaux usées de Médiouna*. Thèse de doctorat, Université Hassan II, Casablanca, 140 p.
- Fouad S., Chlaida M., Belhouari A. *et al.* 2013. Qualité bactériologique et physique des eaux de l'Oued Hassar (Casablanca, Maroc): Caractérisation et analyse en Composantes principales. *Les technologies de laboratoire*, 8, 30, 1–9.
- Fouad S., Cohen N., Hajjami K. *et al.* 2013. Qualité physico-chimique et contamination métallique des eaux de l'Oued Hassar: impacts des eaux usées de la localité de Médiouna (périurbain de Casablanca, Maroc). *Science Lib Editions Mersenne*, 5, (130113), 2111–4706.

- Fouad S., Hajjami K., Cohen N. *et al.* 2014. Qualité physico-chimique et contamination métallique des eaux de l'Oued Hassar : impacts des eaux usées de la localité de Médiouna (Périurbain de Casablanca, Maroc), *Afrique Science*, 10, 1, 91–102.
- Foucart S. 1982. *Analyse factorielle. Programme sur ordinateur*. Masson, Paris, France, 245 p.
- Foudeil S., Bounouira H., Embarch K. *et al.* 2013. Evaluation de la pollution en métaux lourds dans l'Oued Sebou (Maroc), *Science Lib Editions Mersenne*, 5 (13090), 29 p.
- 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.
- Goody D.C., Shand P., Kinniburgh D.G. *et al.* 1995. Field-based partition coefficients for trace elements in soil solutions. *European Journal of soil science*, 46, 265–285.
- Hakanson L. 1980. Ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Water Research*, 14, 5, 975–1001.
- Jouanneau J.M. 1990. Evaluation des pollutions métalliques dans les sédiments. *Oceanis*, 16, 4, 277–286.
- Katsou E., Malamis S. et Loizidou M. 2011. Performance of a membrane bioreactor used for the treatment of wastewater contaminated with heavy metals, *Bioresource Technology*, 102, 4325–4332.
- Khatami A. 1992. *Hydrogéologie du sahel de Mohammedia-Ben Slimane : Etude hydrochimique, indices des irrigations et des apports atmosphériques sur l'évolution des eaux et des sols*. Thèse 3^{ème} cycle, Université Louis Pasteur, Strasbourg, 205 p.
- Kimballb A., Callender E. et Axtmann E.V. 1995. Effects of colloids on metal transport in a river receiving acid mine drainage, upper Arkansas River, Colorado, USA. *Applied Geochemistry*, 10, 285–306.
- Kovács M. et Podani J. 1986. Bioindication: a short review on the use of plants as indicators of heavy metals. *Acta Biologica Hungarica*, 37, 1, 19–29.
- Kovacs M., Nyary I. et Toth L. 1984. The microelement content of some submerged and floating aquatic plants. *Acta Biologica Hungarica*, 30, 173–185.
- Makhoukh M., Sbaa M., Berrahou A. *et al.* 2011. Contribution à l'étude de l'impact d'un site minier abandonné dans la haute Moulouya sur la qualité de l'Oued Moulouya, Maroc. *Afrique Science*, 07, 3, 33–48.
- Malamis S. *et al.* 2012. Assessment of metal removal, biomass activity and RO concentrate treatment in an MBR–RO system, *Journal of Hazardous Materials* 209–210, 1–8.
- Martin J.M. et Meybeck M. 1979. Elemental mass-balance of material carried by world major rivers. *Marine Chemistry*, 7, 173–206.
- Mermut A.R., Join J.C., Song L. *et al.* 1996. Trace element concentrations of select soils and fertilizers in Saskatchewan, Canada. *Journal of Environmental Quality*, 25, 845–853.
- Meybeck M. 1988. How to establish and use world budgets of riverine materials. In: Lerman A. & Meybeck M. (Eds) 1988. *Physical and Chemical Weathering in Geochemical Cycles*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 251, 247–272.
- Müller G. 1981. Die Schwermetallbelastung der sedimente des Neckars und seiner Nebenflüsse: eine Bestandsaufnahme. *Chemiker Zeitung*, 105, 157–164.
- Nahli A., Hebabaze S., Belmatrik S. *et al.* 2015. Preliminary physicochemical diagnosis of water quality of Hassar stream after installing the waste water treatment Plant (WWTP) of Médiouna (Casablanca, Morocco). *International Journal of Innovation and Applied Studies*, 13, 4, 965–978.
- Nahli A., Sakhraoui N., Hebabaze S. *et al.* 2016. Traitement biologique membranaire et réutilisation agricole des eaux usées de Médiouna (Casablanca, Maroc), *Journal of Materials and Environment Science*, 7, 1, 40–49.
- Organisation Mondiale de Santé (O.M.S.). 1980. Les micropolluants dans les sédiments fluviaux. *rapports et études EURO 61, Copenhague : O.M.S. Bureau régional de l'Europe*, 88 p.
- Ouzair A., Lebki A., Belghyti D. *et al.* 2011. Etude typologique de la contamination métallique du sédiment et certaines caractéristiques physico-chimiques de l'eau d'Oued Rdom (Maroc). *ScienceLib Editions Mersenne*, 3 (110403), 2111–4706.
- Province de Médiouna 2007. Monographie de la province de Médiouna. 58 p.
- Ramade F. 2002. Dictionnaire encyclopédique de l'écologie et des sciences de l'environnement. *Dunod- Paris*, 1075 p.
- Raven K.P. et Leoppert R.H. 1997. Heavy metals in the environment: Trace element composition of fertilizers and soil Amendment. *Journal of Environmental Quality*, 26, 551–557.
- 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.
- Sahli L., El Hade M., El Okki F. *et al.* 2014. Utilisation d'indices pour l'évaluation de la qualité des sédiments : Cas Du Bassin Boumerzoug (Algerie). *European Scientific Journal*, 10, 35, 1857–7881.
- Serpaud B., Al-Shukry R., Casteignau M. *et al.* 1994. Adsorption des métaux lourds (Cu, Zn, Cd et Pb) par les sédiments superficiels d'un cours d'eau : rôle du pH, de la température et de la composition du sédiment. *Journal of Water Science*, 7, 4, 343–365.
- 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.
- Tabinda A. B., Hussain M., Ahmed I. *et al.* 2010. Accumulation of Toxic and Essential Trace Metals in Fish and Prawns from Keti Bunder Thatter District, Sindh. *Pakistan Journal of Zoology*, 42, 5, 631–638.
- Taouil H., Ebn Ahmed S., Hajjaji N. *et al.* 2011. Contribution à l'évaluation de la pollution métallique des sédiments de l'Oued Tislit-Talsint, bassin versant de Guir (Maroc oriental). *ScienceLib Editions Mersenne*, 3 (111109) 2111–4706.
- Thomas R. & Meybeck M. 1992. In Chapman D. Eds. *The use of particulate material. Water Quality Assessments*. Chapman & Hall Ltd. London, 121–170.
- Zebracki M. 2008. *Devenir des polluants métalliques associés aux sédiments contaminés dans un cours d'eau en relation avec la dynamique sédimentaire*. Thèse de doctorat, université Paris-Sud XI E.D. Rayonnements et Environnement, 291p.

Manuscrit reçu le 18/05/2016

Version révisée acceptée le 16/02/2017

Version finale reçue le 01.03.2017

Mise en ligne le 21/03/2017