



Effet de la Décharge publique de la ville de Béni-Mellal sur les Sédiments et les Sols au niveau d'Oued Sabeq

Impact of Solid Waste Dump of Beni-Mellal city on Sediments and Soil at Sabeq River

M. El Baghdadi^{*}, H. Oumeskou, A. Barakat, S. Nadem, J. Rais

Laboratoire Géosciences et Environnement, Université Sultan My Slimane, Faculté des Sciences et Techniques, B.P. 523, Béni Mellal, Maroc

**Corresponding Author. E-mail: m.elbaghdadi@usms.ma; Tel: (0661675532)*

Résumé

Dans le cadre d'étudier un site pollué de la région de Béni-Mellal, une étude détaillée de la contamination en métaux lourds a été effectuée sur les sédiments et les sols le long de l'Oued Sabeq situé près de la décharge publique de la ville. Des analyses physico-chimiques (pH, CE, CaCO₃, MO, SM et teneur en métaux lourds) ont été réalisées sur 39 échantillons prélevés le long de l'Oued et au sein de la décharge sauvage de la ville. La teneur en métaux lourds a été déterminée par le spectromètre ICP-OES. Les résultats obtenus montrent une importante charge polluante véhiculée par les lixiviats de cette décharge. Cette pollution varie le long de l'Oued avec une augmentation fluctuante des métaux lourds dans la décharge et plus en aval. L'évolution quantitative de ces métaux lourds et le calcul de l'indice (PLI), montre que le Cd, le Cu et le Cr, sont les polluants les plus remarquables dans notre zone d'étude [Cd (PLI=6.72), Cu (PLI=1.84), Cr (PLI=1.21)]. Ces éléments métalliques se concentrent davantage dans les sols que dans les sédiments. Leur évolution verticale dans les différents horizons montre une accumulation plus importante dans la couche superficielle (0-40 cm). Un traitement statistique par (ACP) montre une corrélation positive entre Cd, Cu, Pb, As et la teneur en matière organique (MO). Ces fortes corrélations montrent que ces éléments traces métalliques sont gouvernés par le mécanisme d'adsorption qui contrôle la mobilité de ces métaux lourds sur les substances organiques et la fraction argileuse.

Mots clés : Métaux lourds, sol, sédiment, décharge de Béni-Mellal, Oued Sabeq.

Abstract

In order to assess polluted site in Beni Mellal city, a detailing study on heavy metal contamination was conducted on sediments and soils along Oued Sabeq located near the public city dump. Physico-chemical analyses (pH, EC, CaCO₃, Organic matter, Magnetic susceptibility and heavy metal content) were performed on 39 samples taken along the river and in the city dump. The heavy metal content was determined by ICP-OES spectrometer. The results show a significant pollutant load carried by leachate from the landfill. This pollution varies along the river with a fluctuating increase of heavy metals in the discharge and downstream. The quantitative development of these heavy metals and the calculation of the pollution load index (PLI) shows that the Cd, Cu and Cr are the most remarkable pollutants in our study area [Cd (PLI = 6.72) Cu (PLI = 1.84), Cr (PLI = 1.21)]. These metallic elements are more concentrated in soils than in the sediments. According to their vertical variation, important accumulation is shown in the surface layer (0-40 cm). A statistical treatment (PCA) shows a positive correlation between Cd, Cu, Pb, As and organic matter content (OM) which can lead us to suppose that these items tend to be adsorbed and controlled by the organic substances and clay fraction.

Keywords: Heavy metal, soil, sediment, Beni Mellal dump, Oued Sabeq

1. Introduction

La décharge de la ville de Béni-Mellal, comme la majorité des décharges marocaines, est un dépotoir sauvage à ciel ouvert. Cette décharge non contrôlée et mal exploitée reçoit, chaque jour, des déchets mixtes et de différentes natures ; agricoles, commerciales, industriels, domestiques et hospitaliers [1], et sans traitement préalable. Elle est l'origine d'un lixiviat riches en polluants très variés qui, en s'infiltrant dans le sous-sol, engendre une forte dégradation des eaux souterraines [2-5]. Une grande partie du lixiviat est drainées superficiellement par l'Oued Sabeq vers l'aval à l'entrée de la ville de Béni Mellal (zones agricoles). L'importance de la pollution générée par ces lixiviats décroît avec la distance du site. La décharge est implanté sur un cône de déjection formé essentiellement de conglomérats dite conglomérats de Tagzirt d'âge Plio-villafranchien (début de Quaternaire) et des alluvions intermédiaires d'âge Quaternaire. La pente favorise le déplacement des eaux de pluie pénétrant dans les déchets, contribuant ainsi à la formation des eaux de lixiviations qui s'infiltrerent à travers les sols.

Pour la très grande majorité des communes marocaines, la gestion de ces déchets reste très problématiques, surtout, lorsque ces déchets sont évacués au niveau des zones à caractère sensible (domaine agricole, zones renfermant des ressources naturelles vulnérables, spécialement les ressources en eaux superficielles et souterraines [6-10].

L'étude du comportement des métaux lourds dans les zones de décharge a attiré l'attention de plusieurs auteurs [11-18, 34]. Les recherches portent principalement sur la teneur, le comportement et la migration des métaux lourds dans les sites pollués [14]. La pollution liée aux zones de décharge solide peut avoir des effets néfastes sur l'environnement local et la population environnante.

La pollution du site de la décharge est éminente et le problème réside surtout dans le lessivage, l'évacuation et la dispersion des polluants par l'écoulement superficiel ou souterrain. Ainsi, les particules de déchets, surtout les plus fines, s'altèrent, les phases minérales réduites (sulfures) s'oxydent et s'hydrolysent, et les métaux sont libérés dans la solution du sol. Cette libération des métaux s'opère selon leur présence dans des phases minérales plus ou moins stables dans le sol [4, 19]. La toxicité des métaux lourds est déterminé par leur complexations et leur biodisponibilité [20, 21, 35].

L'objectif de ce présent travail est l'évaluation de l'impact de la décharge publique de la ville de Béni Mellal sur la qualité des sédiments générés et des sols le long d'Oued Sabeq. L'étude se focalise sur la mesure de la susceptibilité magnétique et son rapport avec le degré de contamination en polluants métalliques (As, Cd, Cr, Cu, Pb) des sols et sédiments ainsi que la mesure des paramètres physico-chimiques (pH, matière organique (MO), carbonates de calcium (CaCO_3), conductivité électrique (CE)).

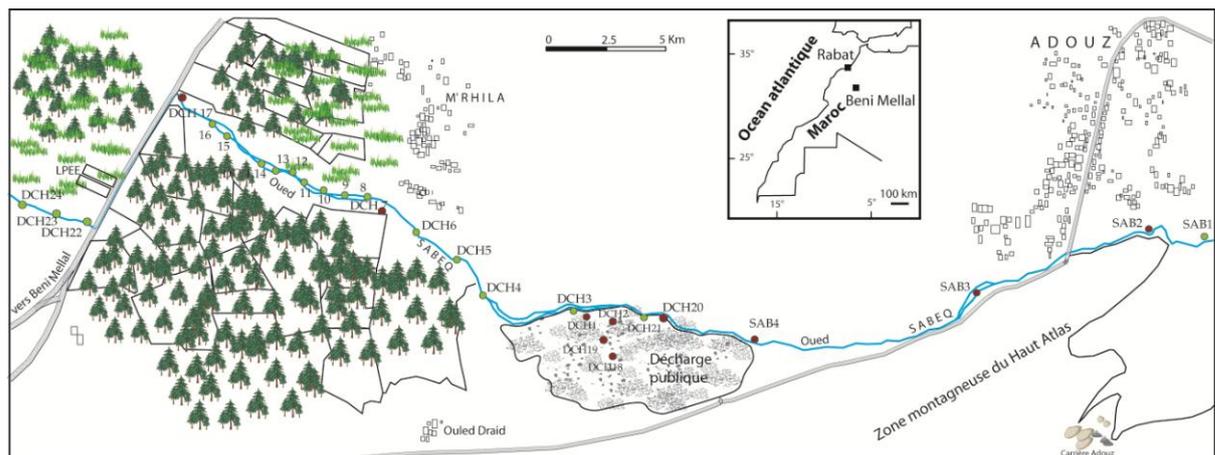


Figure 1: Localisation des zones d'échantillonnage le long d'Oued Sabeq

2. Matériels et Méthode

2.1. Site d'étude

La zone d'étude concerne l'Oued Sabeq bordant la ville de Béni Mellal dans sa partie est et nord-est. Il prend son origine au niveau du Haut Atlas en aval du mont Tassemit. L'Oued passe en bordure de la décharge publique de la ville de Béni Mellal et reçoit la majeure partie des lixiviats issus de celle-ci. La décharge est située à 4 Km du centre de la ville avec une superficie de 22 ha (Figure 1). Elle reçoit annuellement

37312,37 tonnes de déchets avec un apport journalier de 102,23 tonnes équivalente à un taux de 0,60 kg/hab/an.

La méthode adoptée dans ce travail se résume en un échantillonnage sur le terrain et un traitement et analyse au laboratoire. Les analyses chimiques des sols et des sédiments ont été effectuées sur 39 échantillons prélevés le long d'Oued Sabeq et au sein de la décharge sauvage. Afin de savoir l'effet en profondeur au niveau du sol, quatre profils ont été effectués, en amont, au sein et en aval de la décharge.

2.2. Echantillonnage

Lors du prélèvement des échantillons, il est nécessaire d'utiliser du matériel approprié et nettoyé de façon adéquate. Les échantillons de un kilogramme sont prélevés et conservés dans des sacs en plastique :

- les sols et sédiments de l'Oued Sabeq en amont de la décharge : SAB1, SAB2, SAB3, SAB4
- les sols au sein de la décharge : DCH1, DCH2, DCH3, DCH18, DCH19, DCH20, DCH21
- les sols et sédiments de l'Oued Sabeq en aval de la décharge : DCH4, DCH5, DCH6, DCH7, DCH8, DCH9, DCH10, DCH11, DCH12, DCH13, DCH15, DCH16, DCH17, DCH22, DCH23 et DCH24.
- les profils de sols: quatre profils ont été réalisés le long de l'Oued : SAB-1 (60 cm) en amont de la décharge ; DCH21 (120 cm) et DCH3 (120 cm) en dessous de la décharge, et DCH14 (45 cm) à l'aval de l'Oued (zone cultivée).

Les échantillons sont séchés à l'air libre et tamisés à une maille de 2 mm. Les échantillons désignés pour analyses des métaux lourds sont broyés à l'aide d'un broyeur en agate.

2.3. Paramètres mesurés

La mesure du pH consiste à verser 10 g d'échantillons préalablement préparés dans un bécher. On y ajoute 25 ml d'eau distillée, puis on agite avec un agitateur magnétique pendant une heure, pour mettre en suspension la totalité de l'échantillon et d'obtenir un équilibre entre la phase solide et la phase liquide. La suspension est ensuite laissée au repos deux heures à l'abri de l'air. Le pH final de la phase liquide est mesuré par électrode combinée ORION® 4Stars[23].

La conductivité électrique (CE) est mesurée en versant 10 g d'échantillon de sol dans un flacon en polyéthylène, on y ajoute 50 ml d'eau distillée. L'agitation est maintenue pendant 30 min à l'aide d'un agitateur magnétique. L'échantillon est laissé au repos pendant deux heures, puis on mesure la CE de la solution obtenue[24].

La susceptibilité magnétique (SM) est mesurée in situ sous forme volumique κ en utilisant le susceptibilimètre GF_SM20 rendant l'accès à 90% du signal de mesure (concentration de matériau ferrimagnétique) dans les 20 mm de la surface avec une fréquence de 10 kHz et une sensibilité de 1×10^{-6} unités SI. Afin de vérifier la reproductibilité et d'éviter les erreurs de mesure, chaque mesure représente la moyenne de cinq lectures de susceptibilité magnétique (MS).

La matière organique (MO) est obtenue par calcination de 1,2 g de l'échantillon séché à 540 °C pendant quatre heures.

Le carbonate de calcium (CaCO_3) est obtenu par calcination de 1.2 g, pendant deux heures, dans un four à 930°C.

Les métaux lourds (As, Cd, Cr, Cu, Pb) sont mesurés par ICP-AES (Inductively Coupled Plasma) au Centre National de la Recherche Scientifique et Technique à Rabat après attaque par une mixture d'acides (HNO_3 -HF-HCl)

Afin de comprendre les mécanismes qui gouvernent le comportement de ces métaux dans le sol et sédiment de la décharge, les différents paramètres chimiques ont été soumis à une Analyse en Composante Principale (ACP).

3. Résultats

3.1. L'évolution quantitative des paramètres physico-chimiques

L'analyse quantitative des paramètres physico-chimiques des échantillons du sol et des sédiments de notre zone d'étude montre que (Figure 2):

Le pH reste globalement légèrement basique le long de l'Oued (7,9 à 8,42), sauf au niveau de la décharge où il devient légèrement acide (6,32). Ainsi, en fonction de la profondeur, le pH diminue essentiellement dans l'horizon superficiel, alors qu'il augmente progressivement vers l'horizon sous-jacent, tout en restant basique (7,9 à 8,15).

Les valeurs de la CE les plus faibles sont observées au niveau des stations situées à l'amont et à l'aval de la décharge avec une moyenne de $121 \mu\text{S/cm}$. Les échantillons au sein de la décharge DCH-1, DCH-2, DCH-18 et DCH-19 montrent une augmentation importante avec une valeur maximale allant jusqu'à $7110 \mu\text{S/cm}$ avec une moyenne de $2240 \mu\text{S/cm}$. En profil vertical, la conductivité électrique augmente dans la couche 0-40 cm de profondeur pour diminuer au-delà de 40 cm

Les valeurs les plus élevées de la susceptibilité magnétique le long de l'Oued sont enregistrées au niveau des sols de la décharge avec une valeur maximale $880 \cdot 10^{-5} \text{ SI}$ à la station DCH-1. Une légère augmentation de SM est enregistrée en aval dans les échantillons DCH15, DCH23 et DCH24. La moyenne des valeurs le long de l'oued est de $120 \cdot 10^{-5} \text{ SI}$. Les profils verticaux présentent une variation irrégulière en fonction de la profondeur.

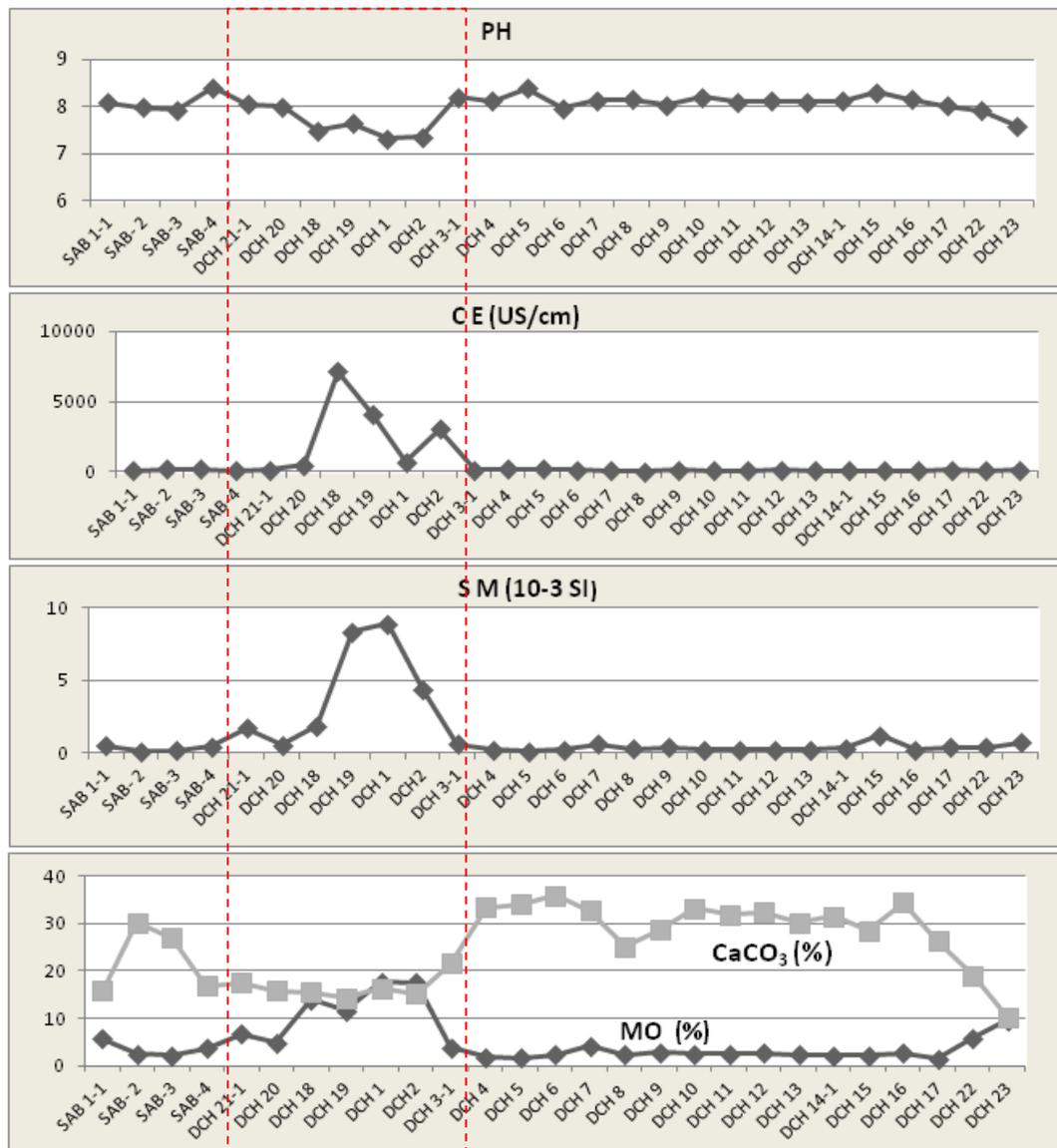


Figure 2 : Variation d'amont en aval des paramètres physico-chimiques

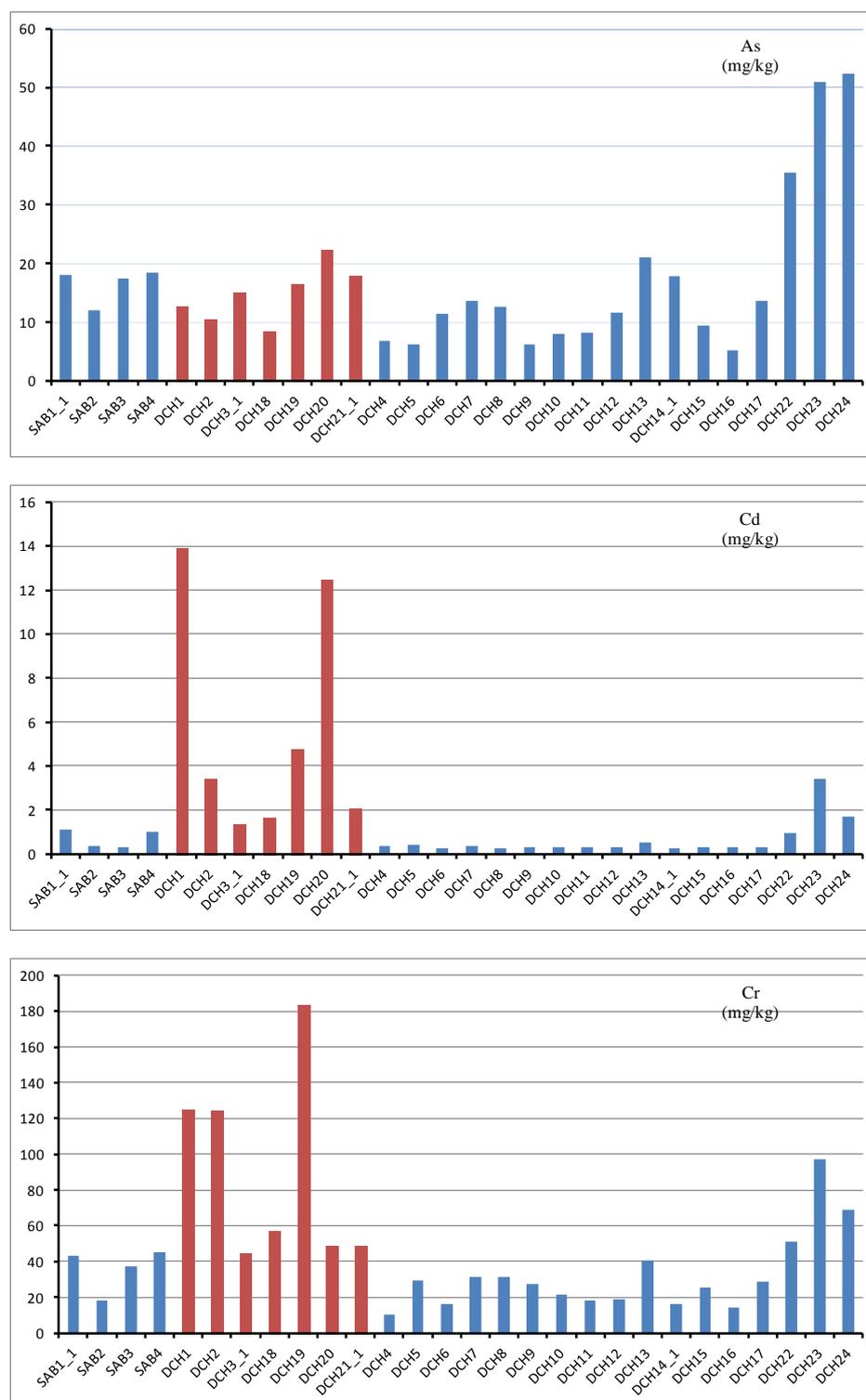
La matière organique est plus concentrée dans les sols que dans les sédiments. Les teneurs obtenus oscillent entre 3,7% et 18%. Les valeurs les plus faibles sont observées à l'amont et à l'aval de la décharge, alors que les plus fortes valeurs sont enregistrées dans les stations localisées au sein de la décharge. Une augmentation significative est observée en aval dans les échantillons DCH22, 23 et 24. En profil vertical, les teneurs en MO montrent une variation irrégulière en fonction de la profondeur.

Le carbone minéral matérialisé par la teneur en CaCO_3 oscille entre 18,8 % et 35,9% pour les sédiments. Alors que, pour les sols, elles varient de 10,2 % à 23,7 %. Cette teneur est considérablement augmentée au niveau

de la station DCH-7 située au sein des zones cultivées et qui reçoit les apports de crue d'Oued Sabeq. Verticalement, ces valeurs augmentent progressivement vers les horizons sous-jacents.

3.2. L'évolution quantitative des métaux lourds

La présente étude a mis en évidence la présence d'un gradient de contamination métallique amont-aval dans les sols et les sédiments de la zone d'étude sous l'effet de l'écoulement superficiel ou par infiltration du lixiviat issus de la décharge (Figure 3). La globalité des résultats montre que les stations situées à l'amont d'Oued Sabeq, ne sont pas contaminées par les métaux lourds.



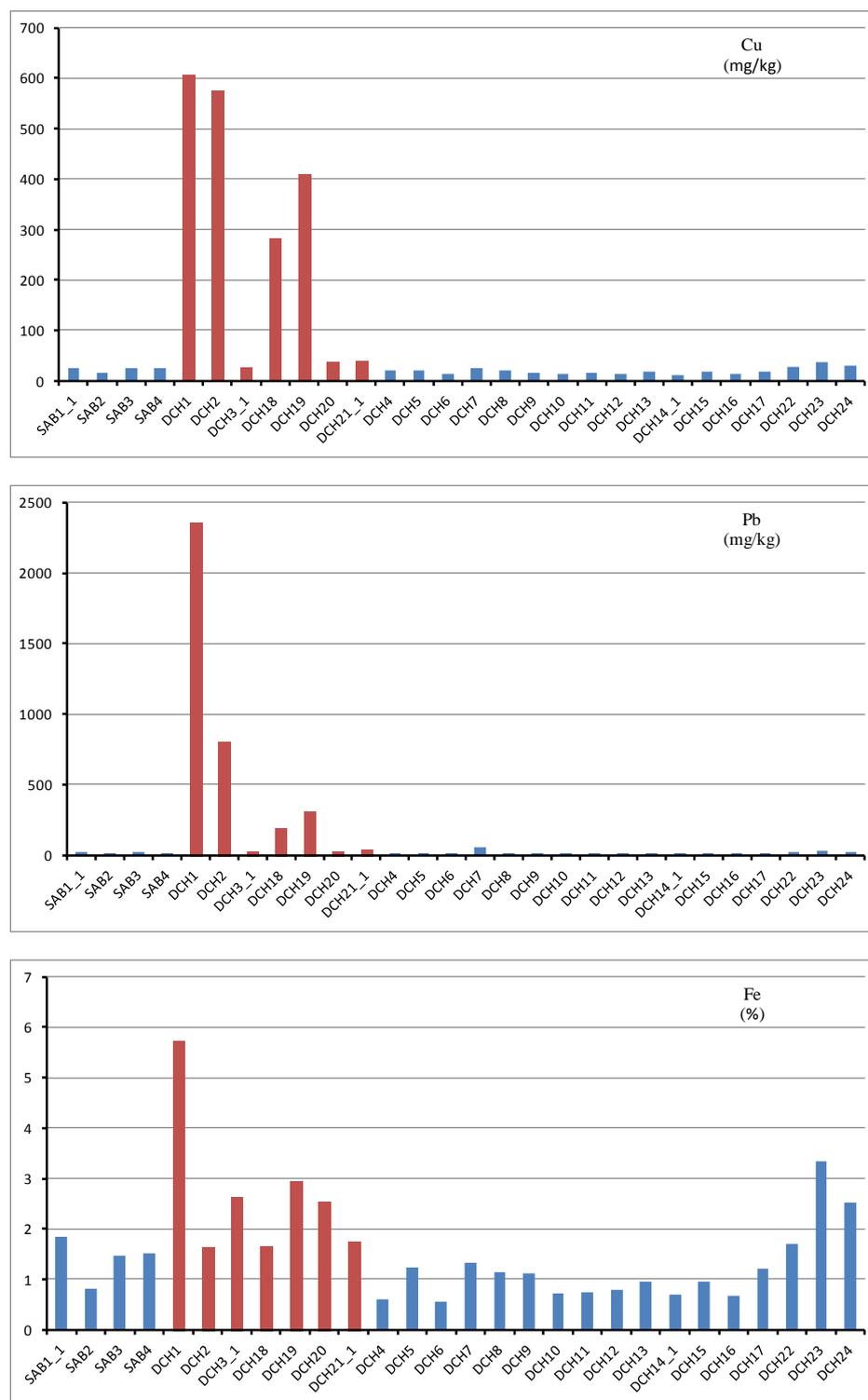


Figure 3 : Variation d’amont en aval des teneurs en éléments traces. Les échantillons DCH1 à DCH21-1 représentent la zone de la décharge

Les teneurs moyennes (mg/kg) en As, Cd, Cr, Cu, Pb et Fe (%) en amont sont respectivement 16.53, 0.74, 39.57, 22.03, 17.85 et 1.51. Par contre, les stations au sein de la décharge montrent des teneurs très élevées en Cd (3.53 mg/kg), Cr (66.72 mg/kg), Cu (162.98 mg/kg), Pb (294.36 mg/kg) et en Fe (2.11%). La teneur en As est faible (13.2 mg/kg). En aval de la décharge, les teneurs en ces éléments sont très proche de celles en amont (As : 16.87mg/kg, Cd : 0.648mg/kg, Cr : 34.12mg/kg, Cu : 20.52mg/kg, Pb : 18.66mg/kg, Fe 1.35%) sauf pour les trois dernières stations où les teneurs montrent une augmentation bien nette.

L'As montre des valeurs élevées même dans les sols en amont de la décharge (13.2 mg/kg) comparativement à la concentration moyenne de la croûte terrestre (1-5 mg/kg [22], 4,8 mg/kg[23], 1.5 mg/kg [24]). L'As est enrichi par les processus de la géodynamique externe tel l'altération et l'érosion [25].

La méthode de détermination de l'indice de la charge de pollution a été appliquée sur les échantillons des sédiments et des sols. Les résultats sont représentés dans le tableau ci-dessous (Table1).

Les sédiments présentent une faible contamination métallique, sauf le Cd qui dépasse légèrement la norme (PLI =1,07). Alors que, les sols présentent des fortes valeurs en ces métaux. Cette contamination est démontrée par les teneurs dépassant largement les teneurs maximales tolérées par l'OMS, dont le Cd excède six fois la norme (PLI_{Pb}= 6.72). Le profil DCH14 dont les deux échantillons superficiels sont des sédiments (DCH14-1 et DCH14-2) montre une concentration des tous les métaux analysés dans les deux échantillons du sol (DCH14-3 et DCH14-4)

	As	Cd	Cr	Cu	Pb
PLI des sédiments	0,30	1.07	0.35	0.44	0,14
PLI des sols	0,43	6.72	1.21	1.84	0.74

Tableau1 : l'indice de la charge de pollution (PLI) en métaux lourds des sédiments et sols de l'Oued Sabeq

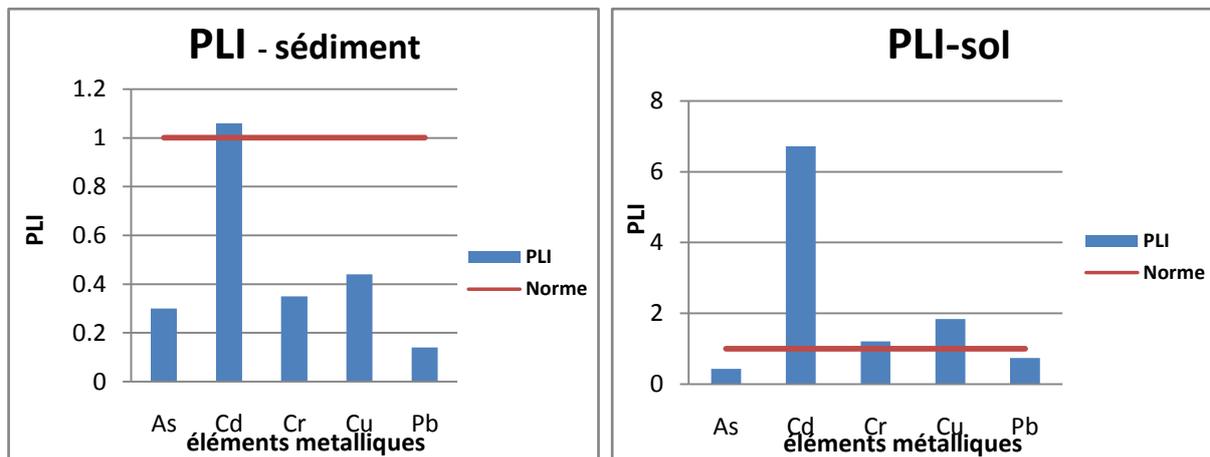


Figure4: Indice de la charge de pollution(PLI) des sédiments et des sols en fonction de la norme préconisé par l'OMS

L'évolution verticale de ces métaux dans les différents horizons montre, généralement, une accumulation plus importante dans la couche superficielle (0-40cm), bénéficiant davantage des apports de lixiviat, que dans celle inférieure (40-80cm) (Figure 5). Le profil en amont de la décharge montre une allure presque constante pour tous les métaux avec une légère accumulation dans le niveau entre 20 et 40 cm. Le profil en aval DCH14 montre une variation importante en profondeur en fonction de la granulométrie. Dans ce profil, il y'a forte accumulation des éléments métalliques dans les sols sous les sédiments. Les deux profils au sein de la décharge montrent des allures variables surtout pour l'As et le Pb. les autres éléments montrent le même comportement en profondeur ; une baisse entre 40 et 80 cm pour augmenter légèrement vers 120 cm. Cette pollution métallique décroissante dans les profils peut être expliquée en grande partie par le processus d'adsorption des éléments métalliques sur les argiles et les substances organiques

4. Discussion

La présente étude montre l'évolution amont-aval des teneurs en métaux lourds et de certains paramètres physico-chimiques mesurées dans les sédiments et les sols superficiels le long d'Oued Sabeq et au sein de la décharge publique de la ville de Béni Mellal. D'après les diagrammes précédents, il est clair que la décharge à un impact très négative et sérieux sur la qualité des sédiments et des sols surtout au sein et en aval de l'Oued. Les fortes valeurs en éléments trace métalliques sont enregistrées aux stations prélevées au sein, à la proximité et en aval de la décharge(Figure3).

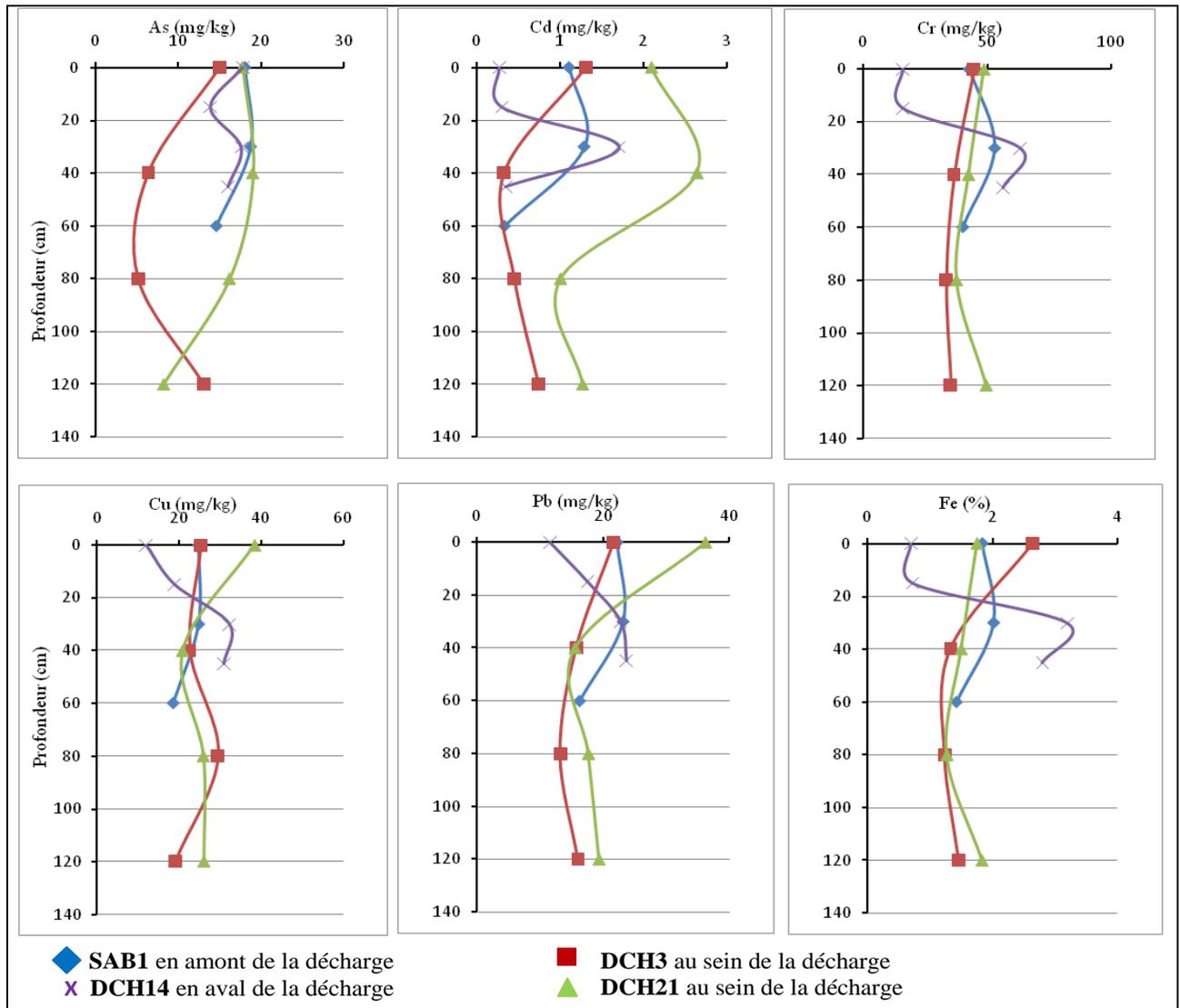


Figure 5 : Variation verticale des teneurs en éléments traces en amont (SAB1), au sein (DCH3, DCH21) et en aval (DCH14) de la décharge

L'évolution quantitative de ces métaux lourds et le calcul de l'indice de la charge de pollution (PLI), montre que le Cd, le Cu et le Cr, sont les polluants les plus remarquables dans notre zone d'étude. Leur distribution quantitative suit l'ordre suivant: Cd > Cu > Cr (Figure 3). Le Cd montre les teneurs les plus élevées dans le lixiviat de la décharge publique de Béni-Mellal, avec une concentration qui peut atteindre 14 mg/kg, dépassant de loin les teneurs moyennes des sols non contaminés qui sont de l'ordre de 0.01 à 0,03 mg/kg [26] ; 0,04 à 1,7 mg/kg [27] et 0,1 à 1 mg/kg [28]. Ces valeurs sont quarante fois supérieures à la concentration maximale admissible recommandée par l'OMS (0,35 mg/kg) sachant que l'ingestion de 2 à 10g de Cd peut causer une sérieuse intoxication voir même la mort [29]. Ainsi les faibles valeurs, ont été enregistrées à l'amont et l'aval de l'Oued (0,4 mg/kg -DCH-7). La migration verticale de ce métal montre que sa teneur augmente légèrement au niveau de l'horizon superficiel (40 cm) (reste supérieure à la norme), puis elle diminue vers 120 cm. Cette variation est couplée avec celle de la CE.

Dans l'ordre décroissant de la contamination, le Cu est le métal le plus abondant, dont les valeurs les plus élevées (400 - 606 mg/kg), sont rencontrées dans les sols prélevés au sein de la décharge aux stations DCH-1, DCH-2 et DCH-19. La valeur moyenne de la teneur en Cu dans les sols non pollués est comprise entre 2 et 50 mg/kg [27]. Alors que, les faibles valeurs sont observées au niveau des stations de l'amont et l'aval de l'Oued. La variation verticale de ce métal montre que, depuis la surface jusqu'à 40 cm de profondeur cette teneur diminue, puis elle augmente pour arriver à sa valeur maximale (29,51 mg/kg) à la profondeur de 60 cm. Cette variation est couplée avec celle du pH et de la matière organique MO.

La teneur moyenne des sédiments en Cr varie entre 10 et 40 mg/kg. Alors que les fortes valeurs, dépassant largement la norme préconisée par l'OMS (70 mg/kg) sont rencontrées dans les sols prélevés au sein de la

décharge (183.2 mg/kg à la station DCH-19), ce qui témoigne d'une contamination importante des sols par apport aux sédiments et ce qui est en accord avec les faibles valeurs en pH (6,32) et les fortes valeurs en CE (7110 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Les profils obtenus montrent que le Cr se trouve dans tous les horizons du sol à des concentrations inférieures à celle recommandée par l'OMS, il évolue d'une manière irrégulière.

Ces résultats viennent donc étayer la thèse selon laquelle les éléments métalliques se concentrent davantage dans les sols que dans les sédiments (seul le Cd qui dépasse la norme (PLI=1)), il a été montré par [18, 30, 31], que les teneurs en éléments métalliques des sols et des sédiments sont reliées à la taille des particules et aux concentrations en argile et en matières organiques contenues dans ces matériaux. Les particules fines, les argiles et les matières organiques sont en effet capables de piéger et de concentrer les métaux lourds par des mécanismes d'adsorption.

L'évolution verticale des teneurs en métaux montre que les plus fortes concentrations sont notées dans l'horizon 0-40cm, bénéficiant davantage des apports de lixiviat. La diminution de cette pollution métallique dans les niveaux inférieurs, peut être expliquée en grande partie par le processus de fixation de ces éléments métalliques sur les argiles et les substances organiques.

Sur le profil latéral (Figure 3), on note que la zone en amont n'est pas affectée par l'augmentation des concentrations et par conséquent ne montre pas de pollution. Par contre en aval de la décharge, les concentrations en métaux lourds sont normales parce que la plus part des échantillons sont plutôt des sédiments qui ne retiennent pas beaucoup les éléments métalliques. Mais l'effet de la décharge se voit nettement plus loin dans les derniers échantillons DCH22, DCH23 et DCH24 qui sont des sols. On note une forte mobilité de l'As, Cd, Cr et Fe. Les trois éléments As, Cd et Cr sont fortement liés au fer puisqu'ils entrent dans les réseaux cristallins des oxydes et surtout les hydroxydes de fer (Alloway, 2013). Le Cu et du Pb montre une faible mobilité puisque les fortes valeurs sont enregistrées seulement au niveau de la décharge et très faiblement en aval.

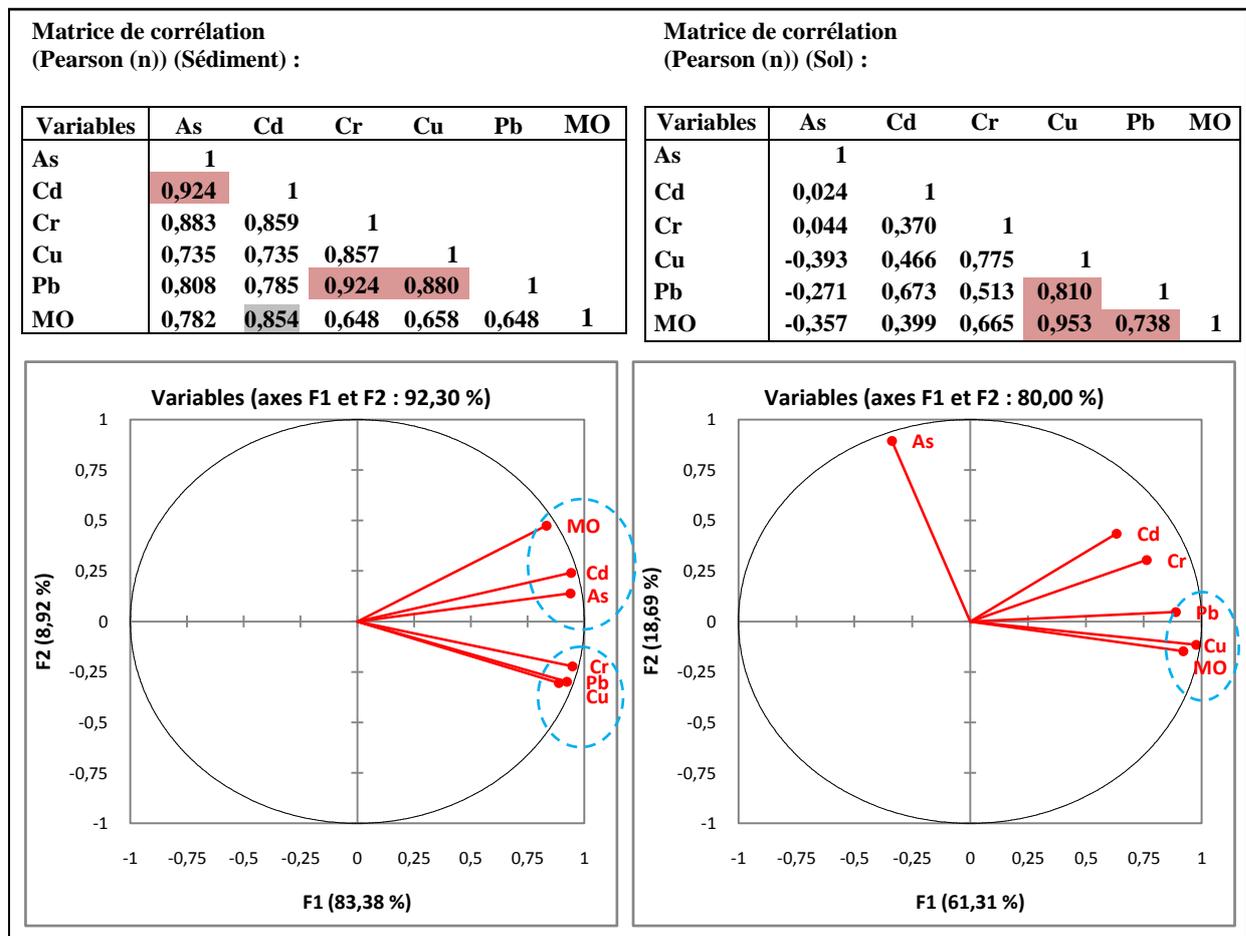


Figure 6 : Plans factoriels (F1 et F2) et la matrice de corrélation inter-élément chimiques des échantillons des sols et sédiments

Analyse en Composante Principale (ACP)

L'analyse en composante principale appliquée aux échantillons sols et sédiments, a permis de mettre en évidence les mécanismes géochimiques qui gouvernent la migration verticale de ces métaux. La matrice de corrélation, a été obtenue par un traitement statistique (ACP) des éléments chimiques. Plus le coefficient de corrélation entre deux éléments se rapproche de (+1) plus que ces dernières ont une même tendance et vis versa. La figure 6 représente les plans factoriels (F1 et F2) de la matrice de corrélation entre les éléments chimiques. Ainsi, deux tendances ont été identifiées pour les sédiments et une seule tendance pour les sols. Chaque tendance possède des coefficients de corrélation élevés entre les éléments chimiques du même groupement.

Le premier groupe des sédiments, est constitué de MO, Cd, As. Le deuxième groupe est formé par l'association du Cr, Pb et Cu (Figure 6). Pour les sols, l'association la plus marquée est celle du Pb, Cu et MO (Figure 6). D'ailleurs, le Pb et le Cu montrent une très faible mobilité par rapport aux autres éléments. Ces fortes corrélations entre ces éléments et la matière organique visent à confirmer l'hypothèse que ces éléments sont gouvernés par le même mécanisme. Ce mécanisme pourrait être l'adsorption qui entraîne une rétention des métaux sur la matière organique (MO).

Conclusion

L'analyse des concentrations en métaux lourds Cd, Cr, Cu, Pb, et As dans les sédiments et sols superficiels et profonds le long du Oued Sabeq et au sein de la décharge sauvage de Béni-Mellal nous a permis de retenir les résultats suivants:

- La distribution des teneurs en métaux dans les sols et les sédiments superficiels de l'oued de Sabeq montre que Cd, le Cu et le Cr sont des polluants les plus remarquables dans la zone d'étude.
- une augmentation de l'amont vers l'aval de ces métaux lourds, avec une forte évolution au sein de la décharge.
- les éléments métalliques se concentrent davantage dans les sols que dans les sédiments.
- les paramètres qui contrôlent leur mobilité sont : la texture du sol, le pH du milieu et la matière organique. Les particules fines des argiles et les substances organiques sont en effet capables de piéger et de concentrer les métaux lourds par les mécanismes d'adsorption.
- L'évolution verticale de ces métaux dans les différents horizons montre une accumulation plus importante dans la couche superficielle (0-40 cm), bénéficiant davantage des apports de lixiviat. Cette pollution métallique décroissante dans les profils peut être expliquée en grande partie par le processus d'adsorption des éléments métalliques sur les argiles et les substances organiques.

Une fois ces métaux sont incorporés dans les sols, ils peuvent alors être absorbés par les plantes et s'incorporer dans la chaîne alimentaire. C'est pourquoi il est impératif de penser à la réalisation d'une décharge contrôlée.

Références

1. Zmirou D., Beausoleil M., De Coninck P., Déportes I., Dor F., Empereur-Bissonnet P., Hours M., Keck G., Lefebvre L., Rouisse L., In « *Environnement et santé publiques-Fondements et pratiques*, pp : 397-440. Gérin M, Gosselin P., Cordier S., Viau C. Quénel P. Dewailly E., Edisem/Tec & Doc, Acton Vale/Paris (2003).
2. Houot S., Cambier Ph., Benoit P., Deschamps M., Jaulin A., Lhoutellier C., Barriuso E., *Étude et Gestion des Sols* 16 (2009) 255-274.
3. Yatribi A., Nejmeddine A., *Rev. Sci. Eau* 13 (2000) 203-212.
4. Cambier P., Schwartz C., Van Oort F., In *Edition Quae, Update Sciences & Technologie* (2009).
5. Khattabi H, Lotfi A, Mania J., *Déchets-Sciences et Techniques* 24 (2002) 1-4.
6. Barakat A., El Baghdadi M., Rais J., Nadem S., *Res. J. Envir. Earth Sci.* 4 (2012) 797-806.
7. El Baghdadi M., Barakat A., Sajieddine M., Nadem S., *Envir. Earth Sci.* 66 (2012) 141-155.
8. Bu-Olayan AH. Thomas BV., *J. Mater. Environ. Sci.* 3 (2012) 537-542.
9. Barakat A., El Baghdadi M., Meddah R., Rais J., Nadem S., Afdali M., *J. Water Land Develop.* 19 (2013) 3-11.

10. Arioua A., Barakat A., *J. Mater. Environ. Sci.*, submitted work (2015)
11. Bodjona M. B. , Kili K. A., Tchegueni S., Kennou B., Tchangbedji G., El Meray M., *Int. J. Biol. Chem. Sci.* 6 (2012) 1368-1380.
12. Liu and Sang, *Environ. Monit. Assess.* 165 (2010) 349–363. DOI 10.1007/s10661-009-0951-4.
13. Scott J., Beydoun D., Amal R., *Environ. Sci. Techn.* 35 (2005) 239–332.
14. Baun D. L., *Waste Manag. Res.* 22(1) (2004) 3–23.
15. Biswas A.K., Kumara S., Babua S. S., Bhattacharyyab J.K., Chakrabarti T., *Resources, Conservation and Recycling.* 55 (2010) 129–134.
16. Aslan A., *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 82 (2009) 633–638.
17. Tomgouani K., EL Mejahed K., Bouzidi A., *Bull. Institut Sci., Rabat, section Sciences de la Vie* 29 (2007) 89-92.
18. Legret M., Divet L., Juste C., *Wal. Res.* 22 (1988) 953-959.
19. Sirven B. J., *Thèse d'état, Université Bordeaux I, France* (2006) 252p.
20. Degryse F., Smolders E., Parker D.R., *Europ. J. Soil Sci.* 60 (2009) 590–612.
21. Kozłowski R., Kozłowska J.; Grabowska L.; Mankowski J., Szpakowska B., *Les échos du Chanvre* 16 (2003) 10 p.
22. Henke K.R., Hutchison A., *Arsenic: Environmental Chemistry, Health Threats, and Waste Treatment Chichester, UK: Wiley* (2009) 9-69.
23. Rudnick R.L., Gao S., *Treatise On Geochemistry* 3(2003) 1–64.
24. Thomas G.W., *In Methods of Soil Analysis: Chemical Methods. Part 3. D.L. Sparks, editor. Soil Sci. Soc. of Am., Madison WI* (1996).
25. Taylor S.R. and McLennan S.M., *The Continental Crust: Its Composition and Evolution. Blackwell, Oxford* (1985).
26. Rhoads, J.D. *In: Methods of Soil Analysis. Madison, Soil Science Society of America., Part 3. (1996)417-435.*
27. Ravenscroft P. *Arsenic pollution: a global synthesis, Peter Ravenscroft, Hugh Brammer, and Keith. A John Wiley & Sons, Ltd., Publication* (2009).
28. Tuchschnid M., *Umwelt-Materialen n°32, Office Fédéral de l'Environnement des Forêts et du Paysages. OFEFP, Berne* (1995) 130 p.
29. BaizeD., *Courrier de l'Environnement de l'INRA* 22 (2000) 37-46.
30. Alloway B.J., *Envir. Pollut.* 22 (2013) DOI 10.1007/978-94-007-4470-7.
31. Boust D., Jouanneau J. M., Latouche C., *Bull. Inst. Bassin d'Aquitaine* 30 (1981) 71-86.
32. Inaba T., Kobayashi E., Suwazono Y., Uetani M., Oishi M., Nakagawa H., Nogawa K., *Toxicol. Lett.* 159 (2005) 192–201.
33. Robbe D., *Rapp. Lab. Série Env. et Génie Urbain EG-1* (1984).
34. Khalil F., Bouaouine O., Chtioui H., Souabi S., Aboulhassan M.A., Ouammou A. *J. Mater. Environ. Sci.* 6 (5) (2015) 1337-1342.
35. Alamgir Md., *Environmental Remediation Technologies for Metal-Contaminated Soils. H. Hasegawa et al. (eds.), DOI 10.1007/978-4-431-55759-3_1 Springer* (2016) 1-19.

(2015) ; <http://www.jmaterenvirosci.com>