

Mobilité relative des métaux lourds issus de la décharge d'Akouédo et risque de contamination de la nappe du Continental Terminal (Abidjan - Côte d'Ivoire)

**I. K. KOUAME¹, D. L. GONE^{1,*}, I. SAVANE¹, E. A. KOUASSI², K. KOFFI¹,
B. T. A. GOULA¹ et M. DIALLO³**

¹ *Laboratoire Géosciences et Environnement, UFR SGE, Université d'Abobo-Adjamé, 02 BP 802 Abidjan 02, Côte d'Ivoire*

² *Laboratoire des sciences et techniques de l'eau et de l'environnement, UFR STRM, Université de Cocody, Abidjan*

³ *Laboratoire des eaux continentales, Centre de Recherche en Ecologie, 08 BP 109 Abidjan 08*

(Reçu le 12 Octobre 2005, accepté le 15 Janvier 2006)

* Correspondance et tirés à part, courriel : gone69_2@hotmail.com

Résumé

Le but de cette étude est de connaître les mécanismes géochimiques qui gouvernent la migration verticale des métaux lourds et évaluer le risque de contamination de la nappe du Continental Terminal par ces métaux issus de la décharge d'Akouédo. Les analyses chimiques de 56 échantillons de sol ont montré que le sol de la décharge d'Akouédo est riche en Cu (20-369,7 ppm), Fe (850-12500 ppm), Zn (18,6-1163,7 ppm), Pb (10,3-1450 ppm), Cd (1-11,5 ppm) et Cr (27,7-125 ppm).

L'adsorption, principal mécanisme géochimique dans le sol, permet la rétention de la plupart des métaux (Cu, Fe, Zn, Pb, Cd) sur la matière organique (NTK et Corg) abondante dans les couches superficielles et sur les couches argileuses. Le chrome est peu adsorbé et migre de ce fait plus facilement vers les couches profondes. Le chrome est donc capable d'atteindre facilement la nappe et provoquer une contamination de celle-ci.

Mots-clés : *décharge, métaux lourds, sol, contamination, nappe d'Abidjan, Côte d'Ivoire*

Abstract

Relative mobility of heavy metals resulting from Akouédo landfill and assessment of Continental Terminal groundwater contamination risk (Abidjan-Côte d'Ivoire)

The aim of this study is to know the geochemical mechanisms which control the vertical migration of heavy metals and to evaluate the risk of the Continental Terminal

groundwater contamination resulting from Akouédo landfill. The chemical analyses of 56 samples showed that the soil of Akouédo landfill is rich in Cu (20-369.7 ppm), Fe (850-12500 ppm), Zn (18.6-1163.7 ppm), Pb (10.3-1450 ppm), Cd (1-11.5 ppm) and Cr (27.7-125 ppm).

Adsorption, principal geochemical mechanism in the soil, allows the retention of the majority of metals (Cu, Fe, Zn, Pb, Cd) on the organic matter (NTK and Corg) very abundant in the surface layers and on the clayed layers. But chromium is not much adsorbed and migrates more towards the deep layers. Cr is thus able to reach the groundwater easily and to cause a contamination of this one.

Keywords : *landfill, heavy metals, soil, contamination, Abidjan groundwater, Côte d'Ivoire*

1. Introduction

Durant ces dernières décennies, les décharges publiques ont causé beaucoup de problèmes à l'environnement [1]. Les métaux lourds issus de ces décharges, sont pour la plupart très dangereux lorsque ceux-ci parviennent à contaminer les eaux de boisson. Aussi, la pollution des eaux souterraines par les métaux lourds au voisinage des décharges a-t-elle été souvent signalée dans la littérature [2-4]. Cela crée ainsi la nécessité de connaître l'état de pollution des sols des décharges et les mécanismes géochimiques qui gouvernent la migration des métaux lourds vers les eaux souterraines.

L'alimentation en eau potable de la ville d'Abidjan se fait exclusivement à partir de la nappe du Continental Terminal encore appelée nappe d'Abidjan. Cette nappe est soumise depuis quelques années à une intense exploitation due à la démographie galopante que connaît cette ville. Des études antérieures indiquent que la nappe d'Abidjan est soumise à de multiples sources de pollution [5-7]. Parmi ces sources, la décharge d'Akouédo constitue une menace persistante pour les eaux de proximité. Des études ont déjà signalé une pollution organique et minérale des eaux de la lagune Ebrié [8]. Cependant, l'impact de cette décharge sur la nappe d'Abidjan n'est pas encore connu, alors qu'à proximité de la décharge, se trouve le champ captant Nord Riviera. Ce champ captant permet l'exploitation des eaux souterraines pour l'alimentation de la ville d'Abidjan à un débit élevé de 60 000 m³/jour. Le contexte géologique constitué essentiellement de sable souvent à « passé » d'argile pourrait offrir à priori des conditions favorables à la migration des polluants vers les eaux souterraines.

Le but de cette étude est de connaître les mécanismes géochimiques qui gouvernent la migration verticale des métaux lourds et évaluer le risque de contamination de la nappe du Continental Terminal par ces métaux issus de la décharge d'Akouédo.

2. Description du site

Située au Nord-Est de la ville d'Abidjan (Côte d'Ivoire), dans la commune de Cocody, la zone d'étude s'inscrit dans un sous bassin versant d'une superficie d'environ 70 km². Elle comprend la décharge municipale d'Akouédo et les champs captant : Riviera Centre (RC), Zone Est (ZE) et Nord Riviera (NR) de la SODECI. Le champ captant NR est plus proche de la décharge par rapport aux deux autres (*Figure 1*).

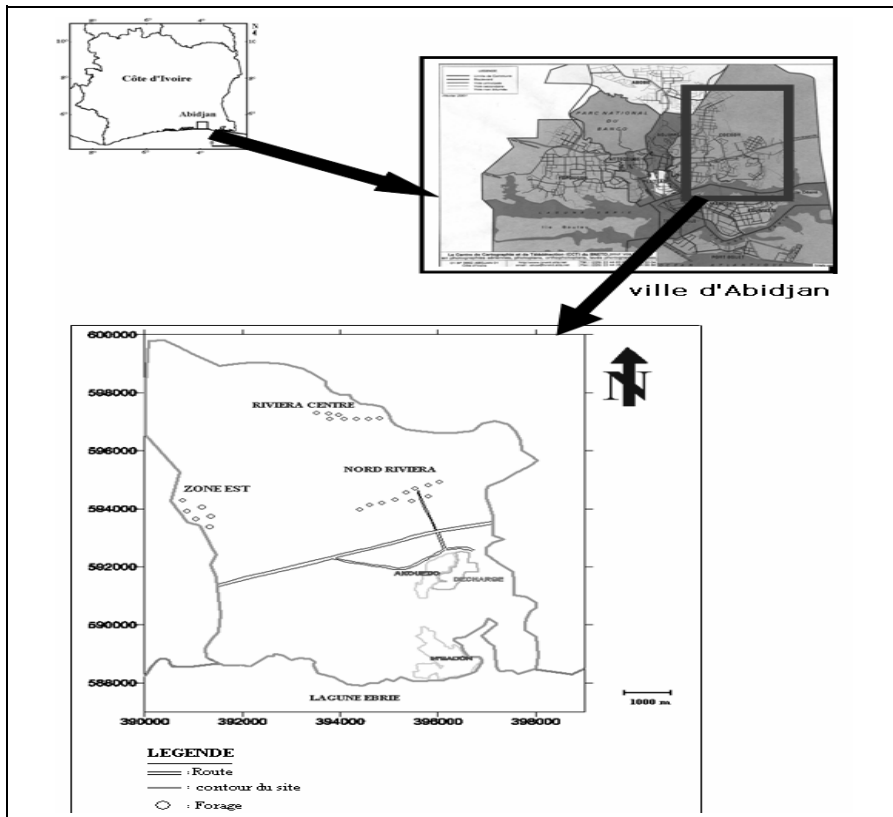


Figure 1: Localisation de la zone d'étude

Cette décharge s'étend sur une superficie de 153 ha et les lixivats, sont drainés de manière anarchique sous les tas d'ordures. La décharge, construite depuis 1965 et classée au rang des décharges sauvages, reçoit environ 550 000 tonnes de déchets par an, dont les deux tiers sont composés d'ordures ménagères et le tiers restant de déchets industriels et certains déchets dangereux [8].

Le champ captant Nord Riviera, se situe au Nord de la décharge d'Akouédo à environ 5 km. Il comprend 10 forages qui fonctionnent en permanence à un débit moyen de 250

m³/heure/forage. Sur le plan géologique, la lithologie de la zone est constituée de haut en bas de sables argileux, de sables moyens et de sables grossiers reposant sur un socle granitique et schisteux (*Figure 2*).

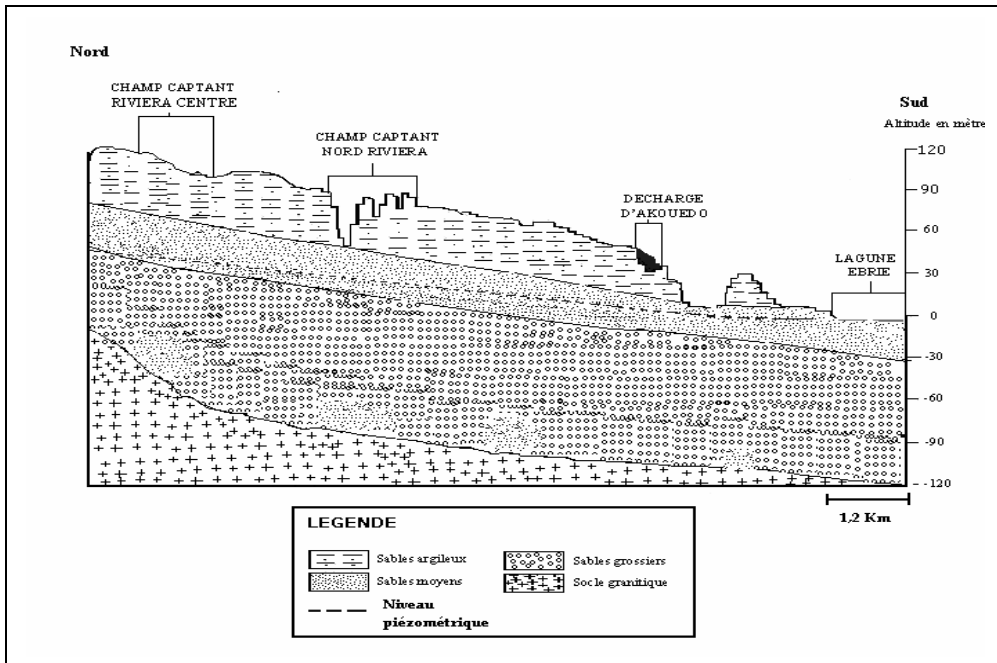


Figure 2 : Profil géologique de la zone d'Akouédo

3. Méthodologie

Pour connaître les mécanismes géochimiques qui gouvernent la migration verticale des métaux lourds et évaluer le risque de contamination de la nappe du Continental Terminal par ces métaux, des analyses chimiques de sol ont été effectuées.

Pour le prélèvement des échantillons de sol, deux profils d'échantillonnages (A et B) ont été positionnés sur le site de la décharge: le profil A au niveau des dépôts récents et le profil B au niveau des dépôts anciens. L'écoulement du lixiviat se faisant du Nord vers le Sud, deux autres profils (C et D) ont été positionnés au Sud de la décharge. Le profil D se trouve à 150 m de la décharge et le profil C à environ 350 m en aval (*Figure 3*). C'est avec une tarière munie d'outils échangeables que les prélèvements ont été effectués. Ce matériel a permis d'échantillonner jusqu'à 5 m de profondeur.

Au niveau de la décharge, l'échantillonnage s'est arrêté à 1m pour le profil A et seulement à 20 cm pour le B à cause des déchets solides qui empêchaient l'outil de prélèvement de s'enfoncer au-delà de ces profondeurs. Cependant au niveau des deux

profils situés en aval de la décharge, les échantillonnages ont atteints les profondeurs maximales de 5 m.

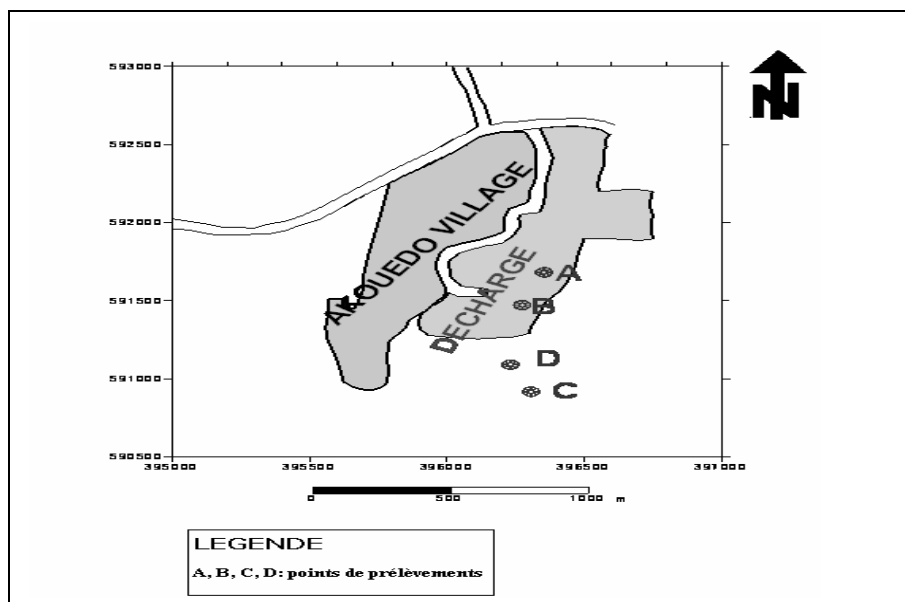


Figure 3 : Localisation des profils de prélèvement des échantillons de sol

Les métaux lourds du sol ont été extraits à l'aide d'une solution d'acétate d'ammonium 1N à pH 4,8. Le dosage de ces métaux (Zn, Pb, Cu, Fe, Cr et Cd) a ensuite été effectué par absorption atomique après étalonnage de l'appareil avec des étalons préparés dans la solution d'acétate d'ammonium.

L'analyse du carbone organique a été réalisée par la méthode de Walkley et Black [9], basée sur l'oxydation du carbone organique par le dichromate de potassium ($K_2Cr_2O_7$) en milieu acide. Le dosage de l'excès de dichromate de potassium permet de déterminer la quantité de carbone organique neutralisé.

Le NTK (azote Kjeldahl) a été déterminé par la méthode Kjeldhal. Dans le procédé Kjeldhal, la matière organique azotée est minéralisée par l'acide sulfurique concentré 98% ($d = 1,84$), à chaud. Le carbone et l'hydrogène se dégagent à l'état de dioxyde de carbone et de l'eau. L'azote transformé en ammoniac est fixé par l'acide sulfurique à l'état de sulfate d'ammoniaque.

L'acidité effective, ou acidité active (pH-eau) a été mesurée avec un pH-mètre après avoir mis en contact, 20 g de sol séché à 40°C avec 50 mL d'eau distillée pendant 2 h. L'acidité de réserve ou potentielle appelée pH_{KCl} a été mesurée par pH-métrie après la mise en contact de 20 g de sol séché à 40°C avec 50 mL de solution de KCl pendant un temps qui varie de 2 à 24 h.

Les résultats d'analyses physico-chimiques de sol ont été soumis à une analyse en composante principale normée (ACPN) avec le logiciel NCSS.6. L'ACP qui est un outil statistique, définit les facteurs principaux dont la corrélation avec les variables permet une explication des phénomènes mis en jeu. Pour admettre que le phénomène est suffisamment exprimé, la somme cumulée des contributions des principaux facteurs retenus doit être environ 70 % [10].

4. Résultats

« Caractérisation des paramètres physico-chimiques des sols de la décharge »

4-1. Evolution quantitative des paramètres chimiques

L'évolution quantitative des paramètres chimiques en fonction de la profondeur du sol est présentée par les **Figures 4, 5 et 6**. La **Figure 4** permet de distinguer les zones de concentration des différents paramètres chimiques analysés. Ainsi, à 40 cm de profondeur, on observe un pic de matière azotée organique et ammoniacale (NTK). A cette même profondeur, se concentrent la plupart des métaux lourds (Zn, Fe, Cu, Pb, Cd). Aussi, les faibles concentrations du NTK et du carbone organique à 60 cm correspondent-elles aux plus faibles concentrations des différents métaux le long du profil A. Enfin, les fortes concentrations du NTK et du C_{org} coïncident avec les concentrations élevées des différents métaux lourds à l'exception du chrome. Les concentrations enregistrées au niveau du profil A, varient respectivement de 53,9 à 1200 ppm pour Zn, de 850 à 10750 ppm pour Fe, de 20 à 420 ppm pour Cu, de 24,7 à 1500 ppm pour Pb, de 1 à 8 ppm pour Cd et de 64 à 90 ppm pour Cr.

Le NTK et le C_{org} au niveau du profil B présentent des concentrations élevées (**Tableau 1**) et traduisent l'importance de la matière organique. Les métaux lourds sont également abondants. Les pH élevés ($pH = 8$ et $pH_{KCl} = 8,1$) indiquent que ces différents métaux évoluent dans un milieu basique.

Le profil C est constitué du haut vers le bas, de sable fin entre 0 et 80 cm, de sable argileux entre 80 et 260 cm, de sable fin noir de 260 à 320 cm, de sable fin entre 320 cm et 380 cm, et d'argile sableuse entre 380 et 500 cm de profondeur (figure 5). Les concentrations de NTK et de C_{org} sont importantes aux profondeurs situées entre 80 et 160 cm. Les concentrations maximales de ces deux paramètres sont respectivement de 8500 ppm et de 15 000 ppm. Les différents métaux (Cu, Pb, Cd, Zn et Fe) présentent des pics de concentrations dans ces horizons riches en NTK et C_{org} . Aussi, ces métaux s'accumulent-ils dans les sables fins noirs et sur les argiles sableuses entre 360 et 400 cm.

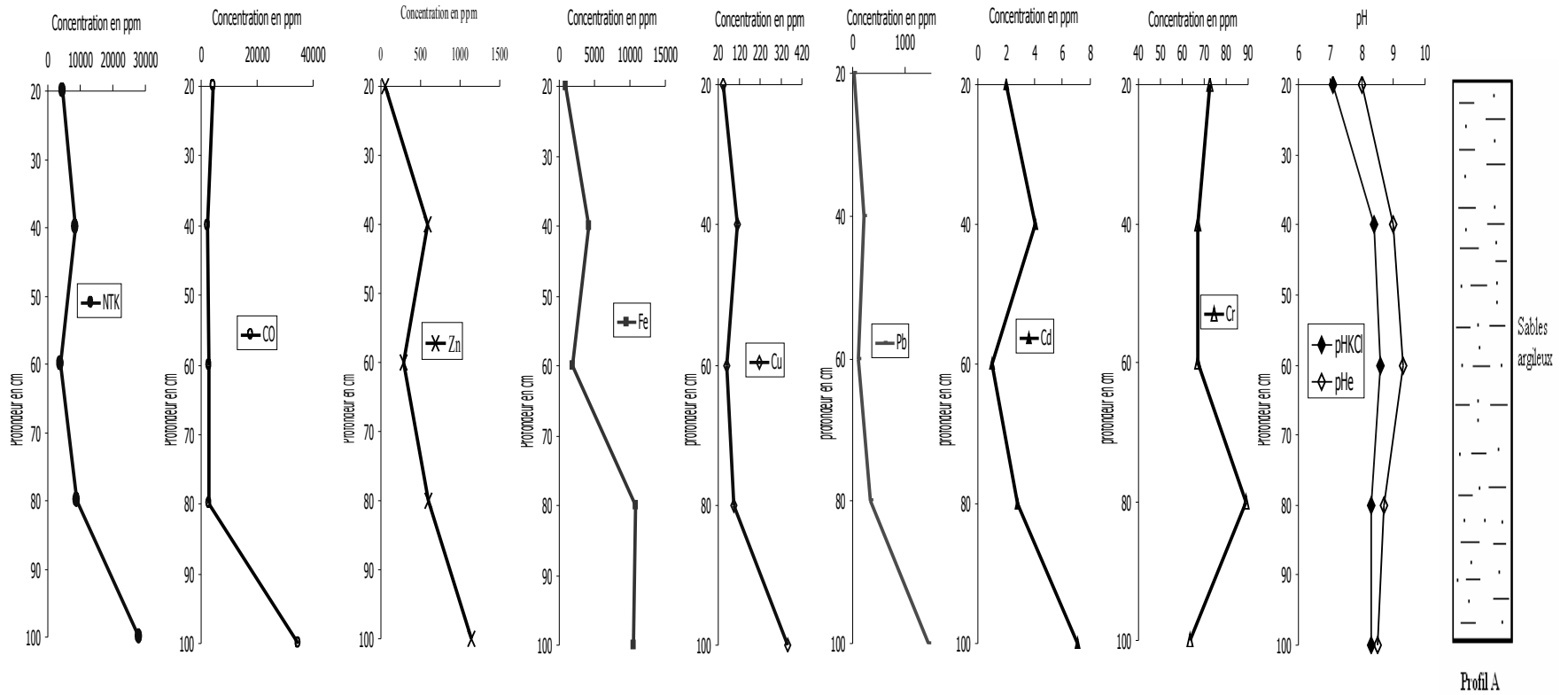


Figure 4 : Evolution des teneurs des paramètres chimiques en fonction du profil géologique A

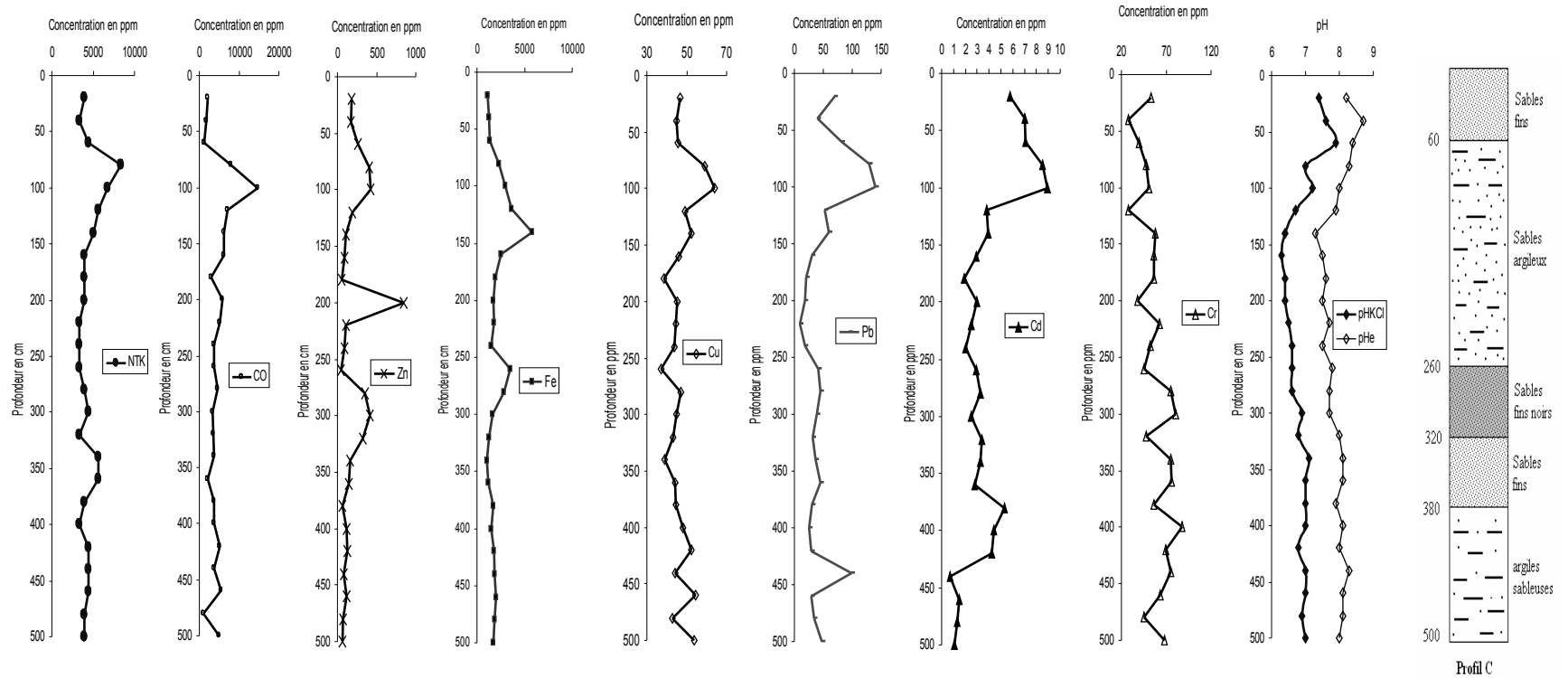


Figure 5 : Evolution des teneurs des paramètres chimiques en fonction du profil géologique C.

Tableau 1 : *Caractérisation des paramètres chimiques au niveau du profil B*

Paramètres	Décharge d'Akouédo (profil B)
Cu (ppm)	369,7
Fe (ppm)	6900,0
Zn (ppm)	1163,7
Pb (ppm)	958,3
Cd (ppm)	11,5
Cr (ppm)	76,2
C _{org} (ppm)	39735,8
NTK (ppm)	47040,0

Les concentrations des différents métaux lourds varient respectivement de 65,3 à 845 ppm (Zn), 1116 à 5750 ppm (Fe), 37,2 à 59,10 ppm (Cu), 10,3 à 140,5 ppm (Pb), 1,1 à 8,9 ppm (Cd) et 27,7 à 87,8 ppm (Cr). Le pH_{KCl} est basique (pH>7) en surface (entre 0 et 60 cm) et légèrement acide en profondeur (pH<7). Le pHe est toujours supérieur à 7.

Sur la **Figure 6** correspondant à l'évolution des paramètres au niveau du profil D, les concentrations de NTK et de C_{org} sont plus élevées (12500 ppm) au niveau des sables argileux situés entre 120 et 280 cm. A ces profondeurs où les valeurs de NTK et de C_{org} sont élevées, les métaux: Cu, Pb, Zn, Fe et Cd ont des concentrations maximales respectives de 120 ppm, 300 ppm, 150 ppm et 12500 ppm, 10 ppm. Le pH_{KCl} est basique en surface (entre 0 et 150 cm) et légèrement acide au delà de 150 cm. Le pHe est toujours basique.

Afin de comprendre les mécanismes qui gouvernent le comportement de ces métaux dans le sol de la décharge, les différents paramètres chimiques ont été soumis à une analyse en composante principale.

4-2. Interactions géochimiques dans le sol de la décharge

L'analyse en composante principale normée (ACPN) appliquée à 56 échantillons de sols prélevés au niveau de la décharge a ainsi permis de mettre en évidence les mécanismes géochimiques qui gouvernent la migration verticale de ces métaux. Les trois premiers facteurs F1 (46%), F2 (17,12%) et F3 (10,65%) expriment plus de 70% de la variance et ont été retenus pour l'interprétation des résultats.

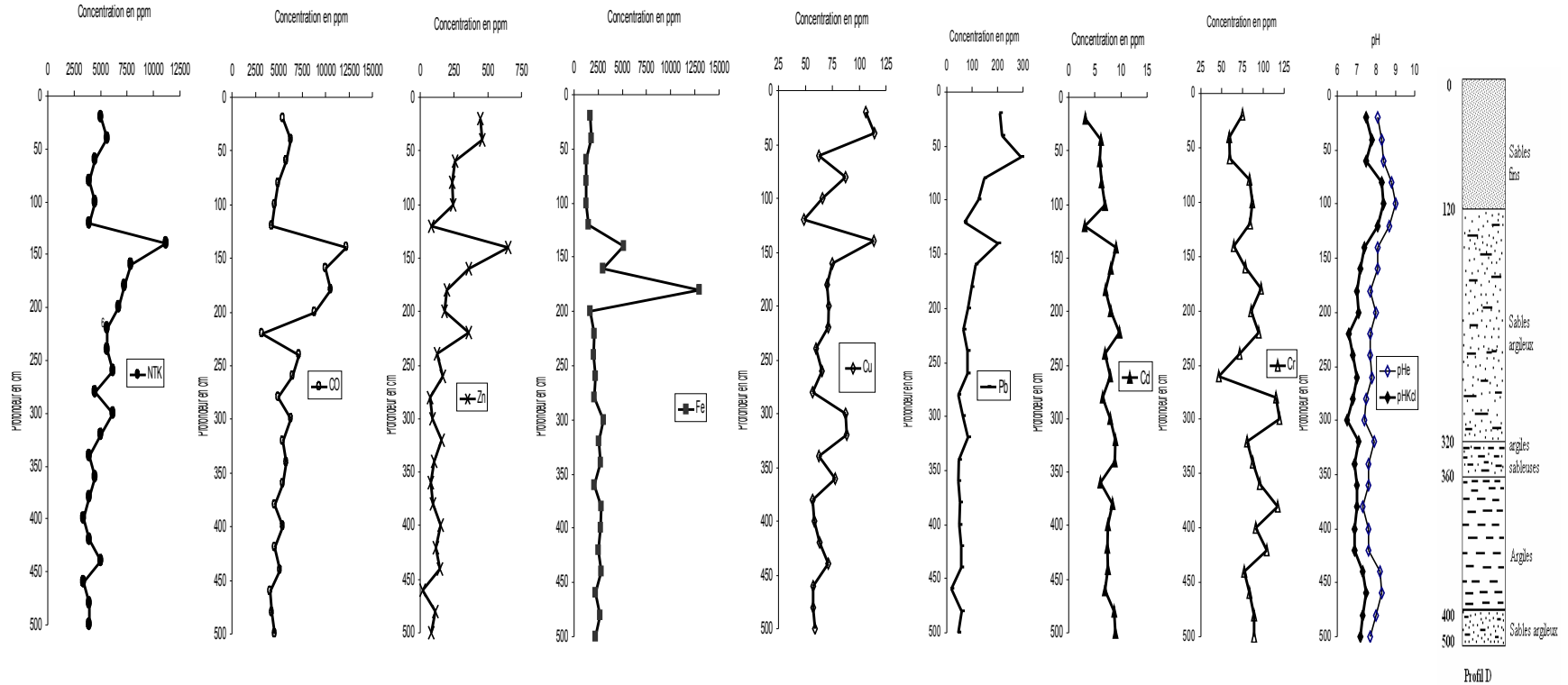


Figure 6 : Evolution des teneurs des paramètres chimiques en fonction du profil géologique D.

a - Analyse du plan factoriel F1-F2

L'analyse du cercle de communauté (**Figure 7**), permet de dégager deux principaux groupes de paramètres.

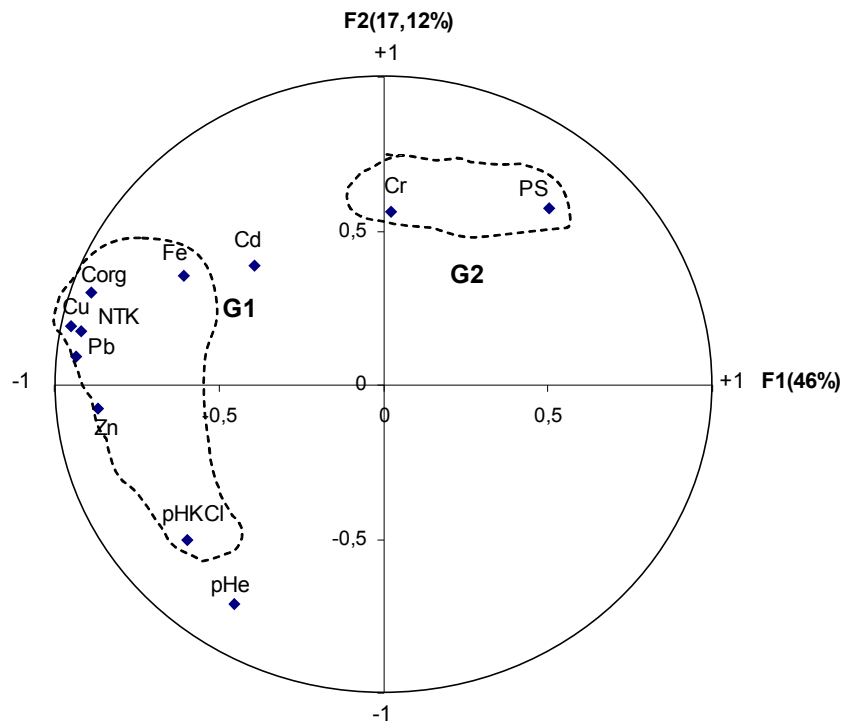


Figure 7 : Cercle de communauté du plan factoriel F1-F2

Le premier groupe (G1) est constitué de Zn, Pb, NTK, Cu, C_{org}, Fe et pH_{KCl}. Le deuxième groupe (G2) est formé des paramètres Cr et PS (profondeur du sol). Le regroupement des deux communautés de paramètres se fait dans la partie négative de l'axe du facteur F1 pour le premier (G1) alors que celui du deuxième groupe (G2) se fait dans la partie positive de l'axe du facteur F1.

L'analyse de la matrice de corrélation (**Tableau 2**), permet de noter de fortes corrélations entre les paramètres Zn et Cu (0,79), Zn et Pb (0,78), Zn et C_{org} (0,73), Zn et NTK (0,76), Pb et NTK (0,85), Pb et Cu (0,94), NTK et C_{org} (0,93), Cu et C_{org} (0,92), Fe et C_{org} (0,55) et, Fe et NTK (0,52). Ces fortes corrélations permettent de dire que ces paramètres sont gouvernés par le même mécanisme. Ce mécanisme qui gouverne ce groupe G1 pourrait être l'adsorption qui entraîne une rétention des métaux lourds sur la matière organique (C_{org} et NTK). D'autre part, les corrélations positives et significatives entre le

pH_{KCl} et Pb (0,5), Zn (0,44) et Cu (0,46) traduisent l'influence du pH dans l'adsorption de ces métaux sur la matière organique.

Tableau 2: Matrice de corrélation de l'ACP

Variables											
PS	1										
pHe	-0,44	1									
pH _{KCl}	-0,45	0,89	1								
Cu	-0,31	0,30	0,46	1							
Fe	-0,21	0,05	0,22	0,55	1						
Zn	-0,49	0,34	0,44	0,79	0,49	1					
Pb	-0,36	0,35	0,50	0,94	0,58	0,78	1				
Cd	-0,07	-0,06	0,16	0,39	0,20	0,24	0,27	1			
Cr	0,33	-0,19	0,05	0,08	0,15	-0,16	-0,02	0,32	1		
CO	-0,27	0,12	0,26	0,92	0,55	0,73	0,87	0,42	0,01	1	
NTK	-0,31	0,26	0,36	0,94	0,52	0,76	0,85	0,37	0,01	0,93	1
Variables	PS	pHe	pH _{KCl}	Cu	Fe	Zn	Pb	Cd	Cr	CO	NTK

Analyse du deuxième groupe de paramètres : G2 (Cr, PS)

Au niveau du deuxième groupe, Cr et PS ont une corrélation de 0,33 qui est significative, vu que ces deux paramètres sont très faiblement corrélés avec les autres. Il est possible de dire que dans les sols de la décharge d'Akouédo, le chrome est faiblement retenu par les couches et donc capable d'atteindre des profondeurs importantes. La position de ce groupe de paramètres dans la partie positive de l'axe du facteur F1 indique que le mécanisme qui gouverne ce groupe s'oppose à l'adsorption. Par conséquent, la partie positive de l'axe du facteur F1 exprime la mobilité des éléments dans le sol.

b - Analyse du plan factoriel F1-F3

Le cercle de communauté du plan factoriel F1-F3 (figure 8) permet de faire ressortir un seul groupe de paramètres (G3).

Ce regroupement (G3) est formé des paramètres C_{org}, Zn, NTK, Cu, Fe, Pb et pH_{KCl}. Il confirme ainsi le groupe (G1) du plan factoriel F1-F2. Ce groupe met encore en évidence, que le pH_{KCl} a une influence plus forte sur le fer, le zinc, le cuivre et le plomb par rapport au cadmium et au chrome.

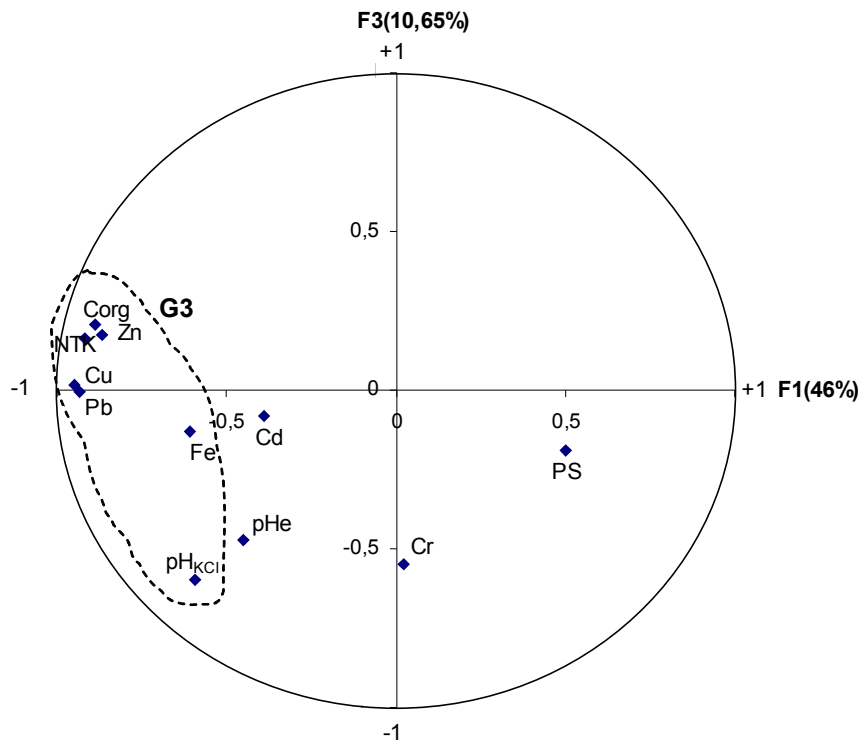


Figure 8 : Cercle de communauté du plan factoriel F1-F3

5. Discussion

Les concentrations des métaux lourds de la décharge d'Akouédo sont supérieures aux valeurs autorisées dans les sols (**Tableau 3**). Ces concentrations sont également plus élevées que celles des sols des décharges de Al Ain [11] et de Sydney [12]. Elles sont par contre comparables à celles de la décharge de Mall [13].

* Directives européennes (décembre 1991) ** recommandations USEPA (août 1990)

Ces valeurs élevées de métaux lourds dans les sols pourraient être attribuées à la nature et à la composition des déchets. En effet, la présence au niveau de la décharge d'ordures ménagères, de vieilles peintures au plomb, des pneumatiques, des piles, de matières plastiques, de caoutchouc, peut être à la base de la forte concentration des métaux lourds dans les sols.

Tableau 3 : *Comparaison des concentrations des métaux lourds du sol de la décharge d'Akouédo avec quelques données de la littérature.*

Paramètres (ppm)	Décharge d'Akouédo	Décharge de Al Ain (Emirats Arabes Unis)	Décharge de Mall (New Jersey)	Décharge de Sydney (Australie)	Valeurs limites
Cu	20 - 369,7	53,3	27- 424	-	50 à 140 *
Fe	850 - 12500	-	-	-	-
Zn	18,6 - 1163,7	117	13,2-1008	-	150 à 300 *
Pb	10,3 - 1500	13,7	-	78-167	50 à 300 *
Cd	1 - 11,5	0,043	0,55-4,6	-	1 à 3 *
Cr	27,7 - 125	19,1	6-1260	-	2,677 **

Ces métaux constituent ainsi une menace pour les eaux de proximité et en particulier pour la nappe d'Abidjan puisqu'au niveau des autres décharges citées, des traces de métaux ont été observées dans les eaux souterraines de faible profondeur ou dans les rivières. Cependant, les dangers que peuvent présenter des sols fortement contaminés en métaux traces, ne correspondent pas forcément à un risque de migration des métaux dans le sol [14].

Ces éléments ont toujours tendance à s'accumuler dans les horizons de surface riches en matières organiques et dans les couches argileuses [14, 15, 16]. Les résultats obtenus au niveau de la décharge d'Akouédo indiquent ainsi que le plomb, le zinc, le cadmium et le fer, sont adsorbés préférentiellement sur les couches riches en matières organiques et les couches argileuses.

En effet, au niveau de la matière organique, la charge des substances humiques est toujours négative ou nulle, d'intensité variable suivant le pH du milieu et provient de la dissociation des groupements fonctionnels [14]. Ce sont donc ces groupements fonctionnels carboxyliques (COOH), phénolique et/ou alcooliques (OH), carbonyles (C=O) et aminés (NH₂) qui sont fortement impliqués dans la complexation des cations métalliques.

Pour les couches argileuses, la charge de surface est composée d'une part des charges permanentes dues à des substitutions isomorphiques dans les feuillets et d'autre part, des charges variables ayant pour origine la présence de groupements hydroxyles en bordure des argiles de type Silanols (-SiOH) et aluminols (-AlOH) [14]. Les charges permanentes confèrent à l'ensemble du feuillet une charge négative et créent des sites d'échange avec les cations en solution. Ainsi, à des pH élevés, on observe un échange

ionique entre les cations métalliques et les sites d'échange permanents. Quant aux charges variables, ils sont capables de réagir de manière spécifique avec les cations métalliques en libérant des protons.

Des trois paramètres influençant la mobilité des métaux lourds (matière organique, texture du sol, pH du milieu), la variation du pH est celle qui modifie facilement le comportement des métaux [15]. Les $pH > 6$ obtenus au niveau des sols de la décharge d'Akouédo semblent favoriser le mécanisme de complexation.

Ainsi, un pH supérieur à 5 et un sol ayant une teneur en matière organique d'au moins 5%, favorisent l'accumulation du plomb [16]. Dans ce cas, le plomb qui existe dans des conditions environnementales, au degré d'oxydation II, s'incorpore lentement dans les minéraux d'argile et la matière organique [17; 18]. Au niveau du zinc, son adsorption dans le sol peut se faire selon deux mécanismes. Il s'agit des échanges de cations en milieu acide et de la chimisorption sous l'influence de ligands organiques en milieu alcalin [19]. Dans cette étude, le mécanisme qui prévaut serait celui de la chimisorption puisque les pH varient de 6 à 10. De tels pH permettent une meilleure adsorption du zinc [19]. Quant au cuivre, il se fixe préférentiellement sur les oxydes de fer, de manganèse, les argiles et la matière organique à des pH élevés [20, 21]. Au niveau du cadmium, les plans factoriels ont permis de relever une faible influence du pH_{KCl} sur le comportement de celui-ci dans le sol. On peut alors dire que le cadmium est plus influencé par la texture des couches que par le pH.

Dans les sols, le chrome existe principalement sous forme de chrome III et un peu de chrome VI. Le chrome VI est largement transformé en chrome III dans les sols et les sédiments, dans les conditions anaérobies et de pH faible ($pH < 5$). En plus le chrome III s'absorbe plus facilement que le chrome VI [22]. A la décharge d'Akouédo, avec les valeurs élevées de pH, la forme prédominante serait le chrome VI. Le chrome hexavalent est plus hydrosoluble et par ce fait, plus biodisponible et potentiellement toxique [22]. Cela pourrait justifier la mobilité relativement forte du chrome dans les sols de la décharge.

Les autres métaux Zn, Pb, Cu, Fe, et Cd sont moins mobiles que le Cr. Des études [14, 20, 22] indiquent que ces éléments migrent peu en profondeur, sauf dans des conditions particulières de drainage ou en milieu très acide.

En effet, il existe un pH en dessous duquel les métaux sont brusquement relargués. Ce qui entraîne une remobilisation des métaux [15]. Ce pH est différent selon le métal considéré : pH 4 pour le plomb, pH 5 pour le cuivre, pH 5,5 pour le zinc et pH 6 pour le cadmium [14]. Dans des conditions aérobies, Fe^{2+} est libéré, s'oxyde en Fe^{3+} et précipite sous forme d'oxydes insolubles. Lorsque le milieu est suffisamment réducteur, le fer précipite sous forme de sulfures tels que FeS et FeS_2 [16]. Le fer est assez mobile dans les sols acides où il se présente régulièrement sous forme réduite (Fe^{2+}).

Ainsi, le pH du sol et de sa solution a une très forte influence sur la capacité du sol à retenir les polluants mais également à les relarguer. Le pH_{KCl} semble avoir ainsi une forte influence sur les métaux par rapport au pHe. C'est pourquoi, le pH_{KCl} doit être considéré comme le « pH » du sol puisqu'il prend en compte toutes les caractéristiques physico-chimiques [21]. C'est ce qui explique que le pHe est toujours supérieur de 0,2 à 1,5 unité, selon le cas, à celle du pH_{KCl} .

6. Conclusion

Cette étude a montré que les métaux lourds sont fortement concentrés dans les sols de la décharge d'Akouédo avec des concentrations maximales qui se présentent comme suit : Zn (1163,7 ppm), Cr (125 ppm), Cd (11,5 ppm), Pb (1500 ppm), Fe (12500 ppm), Cu (369,7 ppm).

L'évolution verticale des concentrations de ces métaux au niveau des profils de sols montre que ceux-ci sont plus abondants dans les couches superficielles riches en matières organiques, et dans les sols argileux et les sables fins.

La recherche des mécanismes géochimiques qui gouvernent la migration verticale des métaux lourds indique que le mécanisme dominant est l'adsorption. Les pH, basiques ($7 \leq pH \leq 10$) en surface et légèrement acides ($6 \leq pH \leq 7$) en profondeur ont une influence sur la forme chimique des métaux et semblent favoriser le mécanisme d'adsorption.

Cependant, ce mécanisme a une très faible influence sur le chrome. La forme du chrome (Cr VI) semble favoriser sa mobilité vers les couches profondes. Le site de la décharge d'Akouédo étant situé sur les formations du Continental Terminal essentiellement constituées de sables et de sables argileux, le chrome constitue un risque potentiel de contamination de la nappe d'Abidjan.

Remerciements

Nous adressons nos remerciements à la commission nationale de l'UNESCO (Côte d'Ivoire) qui a financé cette étude.

Références

- [1] - H. BELEVI, P. BACCIN, «*Long term leachate emission from landfill solid waste*». In Landfill of waste: Leachate. Christensen H., Cossu R., Stegmann R. (eds), Elsevier Applied Science, London, (1992) 441- 483
- [2] - A. CHOFQI, A. YOUNSI, E. K. LHADI, J. MANIA, J. MUDRY, A. VERON, «*Environmental impact of an urban landfill on a coastal aquifer (El Jadida, Morocco)*», *Journal of African Earth Sciences*, Vol. 39, Issues 3-5, (2004) 509-516
- [3] - O. O. ALUKO, M. K. SRIDHAR, «*Application of constructed wetlands to the treatment of leachates from municipal solid waste landfill in Ibadan, Nigéria*». *J. Environ Health*, Vol. 67, N°10 (2005) 58-62
- [4] - J. F. BARKER, J.S. TESSMANN, P.E. PLOTZ, M. REINHARD «*The organic geochemistry of a sanitary landfill leachate plume*». *J. Contam. Hydrol.* Vol.1 (1986) 171-189
- [5] - N. AGHUI, J. BIEMI, «*Géologie et hydrogéologie des nappes de la région d'Abidjan et risques de contamination*». *Ann. Univ. Nat. de Côte d'Ivoire, série C (Sciences)*, tome 20, (1984) 313-347
- [6] - K. J. KOUAME, «*Apports d'un système d'information géographique à la réalisation de la carte de vulnérabilité de la nappe souterraine du Continental Terminal au niveau de l'agglomération d'Abidjan*». DEA des Sciences de la Terre et des Ressources Minières, option Hydrogéologie, Université de Cocody, (2002) 64 p.
- [7] - K. E. AHOUSSE, «*Distribution spatiale des composés minéraux : nitrates, ammonium, sulfates et aluminium dans la nappe d'Abidjan. Etendue de la contamination des eaux souterraines*». DEA des Sciences de la Terre et des Ressources Minières, option Hydrogéologie, Université de Cocody, (2003) 69 p.
- [8] - G. KOUADIO, B. DONGUI, A.TROKOUREY, «*Détermination de la pollution chimique des eaux de la zone d la décharge d'Akouédo (Abidjan - Côte d'Ivoire)*». *Rev. Ivoir. Sci. Technol. (ENS-CI. Série A-01)*, N°1 (2000) 34-41
- [9] - C. MATHIEU, F. PIETAIN, «*Analyse chimique des sols*»: Méthodes choisies, édition Tec& Doc, (2003) 387 p.
- [10] - R. THOMASSONE, C. DERVIN, J. P. MASSON, «*Biométrie : modélisation des phénomènes biologiques*». 2° tirage, Masson, Paris, (1993) 131-155
- [11] - J-Y. SUH, G. F. BIRCH, K. HUGHES, C. MATTHAI, «*Spatial distribution and source of heavy metals in reclaimed lands of Homebush Bay: the venue of the 2000 Olympic Games, Sydney, New South Wales*». *Australian Journal of Earth Sciences*, Vol.51, N°1,(2004) 53-67, doi:10.1046/j.1400-0952.2003.01043x.
- [12] - J. Jr. TORLUCCI, «*The distribution of heavy Metal Concentration in Sediment sunounding a sanitary Landfill in the Hackensack Meadowlands*», New Jersey, (1982), <http://Cimic.rutgers.edu/ecorrisk/mallandfill/mal-landfill//.html>

- [13] - F. HOWARI, «*Heavy metal speciation and mobility assessment of arid soils in the vicinity of Al Ain Landfill, United Arab Emirates*». International Journal of Environment and Pollution (IJEP), Vol.22, n°6, (2004) www.inderscience.com
- [14] - L. CITEAU, «*Etude des colloïdes naturels présents dans les eaux gravitaires de sols contaminés : relation entre nature des colloïdes et réactivité vis-à-vis des métaux (Zn, Cd, Pb, Cu)*». Thèse de l'Institut National d'Agronomie Paris-Grignon, (2004) 236 p.
- [15] - I. MARTINELLI, «*Infiltration des eaux de ruissellement pluvial et transfert de polluants associés dans le sol urbain—Vers une approche globale et pluridisciplinaire* ». Thèse de Doctorat, spécialité Conception en bâtiment et techniques urbaines, Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, (1999) 207 p.
- [16] - A. PICHARD, M. BISSON, C. HULOT, J.P. LEFEVRE, H. MAGAUD, G. OBERSON, A. D. MORIN, G. PEPIN, «*Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques : Plomb et ses dérivés*». INERIS-DRC-01-25590 — ETSC — APi/SD, N°00df257_version2.doc, (2002) 83p.
- [17] - A. KABATA-PENDIAS, H. PENDIAS, «*Trace elements in soils and plants, Arsenic*». CR C Press. 2nd Ed., (1992) 203-209
- [18] - R. PITT, S. CLARK, K. PARMER, «*Potential groundwater contamination from intentional and nonintentional stormwater infiltration*». Springfield (USA): US environmental Protection Agency, (1994) 187 p.
- [19] - A. PICHARD, M. BISSON, R. DIDERICH, N. HOUËIX, C. HULOT, G. LACROIX, J. P. LEFEVRE, S. LEVEQUE, H. MAGAUD, A. MORIN, G. PEPIN «*Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques : Zinc et ses dérivés*». INERIS-DRC-01-25590 — ETSC—APi/SD, N°00df259, (2003) 62 p.
- [20] - D.C ADRIANO, «*Trace elements in the territorial environment, trace element in the environment*». Springer-Verlag, New york, (1986) 106-155
- [21] - D.E. BAKER, J. P. SENFT, «*Cooper-heavy metal in soils*», Blackies academic and professional, London (UK), Chapter 8, (1995) 224-243
- [22] - A. PICHARD, M. BISSON, R. DIDERICH, N. HOUËIX, C. HULOT, G. LACROIX, J.P. LEFEVRE, S. LEVEQUE, H. MAGAUD, A. MORIN, M. ROSE, G. PEPIN, «*Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques : Chrome et ses dérivés inorganiques*». INERIS-DRC-01-25590 — ETSC — APi/SD, N°00df253, (2004) 68p.