



Evaluation de la pollution métallique dans les sols agricoles irrigués par les eaux usées de la ville de Djibouti : Cas des jardins d'Ambouli et de Nagad

Samaleh Idriss Ahmed^{1,2}, Mohamed Egueh Walieh,³ Mohamed Osman Awaleh^{2*}, Abdi Abdillahi Djibril^{1,2}, Yann Cappani⁴

¹*Laboratoire de Chimie, Institut des Sciences de la Terre, Centre d'Etudes et de Recherche de Djibouti (CERD), route de l'aéroport, Djibouti, B.P. 486, République de Djibouti.*

²*Institut des Sciences de la Terre, Centre d'Etudes et de Recherche de Djibouti (CERD), route de l'aéroport, Djibouti, B.P. 486, République de Djibouti.*

³*Laboratoire de Pédologie, Institut des Sciences de la Vie, Centre d'Etudes et de Recherche de Djibouti (CERD), route de l'aéroport, Djibouti, B.P. 486, République de Djibouti.*

⁴*Action Contre la Faim, gabode5 lot AB.N°=11, Djibouti, République de Djibouti*

* Correspondence, courriel: awaleh@gmail.com

Résumé

Les concentrations totales de métaux lourds et metalloïdes ont été évaluées dans les échantillons de onze terrains agricoles d'Ambouli et de Nagad irrigués avec des eaux usées. Sur les dix éléments analysés (Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Zn, Pb, Mn, As, Hg), seuls le zinc (101.00 – 105.52 mg.Kg⁻¹), le plomb (284.11 – 369.70mg.Kg⁻¹) et le cuivre (27.10 – 48.58 mg.Kg⁻¹) présentent des concentrations élevées dans les jardins de Nagad. Les teneurs en zinc, plomb et cuivre des jardins de Nagad sont largement supérieures aux seuils en vigueur en Europe et en Chine et dépassent même celles des sols irrigués avec les eaux usées des villes comme Mexico et Beijing (Siebe, 1996 ; Liu et al., 2005).

La pollution métallique des sols des jardins d'Ambouli et de Nagad irrigués avec des eaux usées a été évaluée avec l'indice de la charge de pollution (PLI) et le facteur d'enrichissement (FE).

L'enrichissement en arsenic, zinc et nickel sont modérés à significatif pour les jardins d'Ambouli et de Nagad (FE = 2.02 – 9.66). Par contre, l'enrichissement du plomb est très élevé pour les sols des jardins de Nagad (FE = 22.79 – 28.69).

L'enrichissement en métaux lourds et métalloïdes dans les sols agricoles de ces jardins est probablement inhérent à l'utilisation d'eau usée comme source d'irrigation et l'amendement des sols par des boues d'épurations ou de curage de fosse septique.

Mots clés : Djibouti, Ambouli, Nagad, Eaux usées, Sol métaux lourds, Pollution.

Abstract

Total concentrations of heavy metals were evaluated in the soil samples of eleven selected fields from Ambouli and Nagad that were irrigated with wastewater.

Mean total concentrations of 10 elements (Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Zn, Pb, Mn, As, Hg) were analyzed. Three of which, Zn (101.00 – 105.52 mg.Kg⁻¹), Pb (284.11 – 369.70 mg.Kg⁻¹) and Cu (27.10 – 48.58 mg.Kg⁻¹) showed to be higher in Nagad sludge-covered soils. The concentrations of Zn, Pb and Cu in Nagad cultivated soils are much higher than the permitted limits for Europe and China and even higher than those of soils irrigated with wastewater from Mexico and Beijing (Siebe, 1996 ; Liu *et al.*, 2005).

The metallic pollution of soils irrigated with wastewater from Ambouli and Nagad was estimated by means of the pollution load indice (PLI) and the enrichment factor (EF).

The PLI indicated that

The As, Zn and Ni enrichment are moderate to significant (FE = 2.02 – 9.66) for the Ambouli and Nagad cultivated soil while the Pb enrichment are very high for soils irrigated with wastewater from Nagad (FE = 22.79 – 28.69).

The metal enrichment of those soils is probably related to the use of wastewater and sewage sludge for irrigation and soil amendment.

Key words: Djibouti, Ambouli, Nagad, Sewage sludge, Soil, Heavy metals, Pollution.

1. Introduction

Les agriculteurs périurbains font face à une salinisation des eaux d'irrigation. En effet, durant les dix dernières années, une augmentation d'environ 40% de la conductivité électrique des eaux d'irrigation des jardins périurbains d'Ambouli a été observée (Awaleh et al., 2013). Ces contraintes ont poussé les agriculteurs périurbains à utiliser les eaux usées comme sources d'irrigation.

L'utilisation des eaux usées pour l'agriculture a été une pratique courante depuis des siècles dans plusieurs pays comme la Chine, le Mexique ou le Vietnam (Al-Shammiri et al., 2005).

La valorisation des eaux usées urbaines traitées ne cesse d'augmenter dans les pays à climat aride ou semi-aride qui font face à une forte diminution des volumes d'eaux potables disponibles (Mutengu et al., 2007). Cependant, les eaux usées, riches en matières organiques et en éléments fertilisants (Chaney, 1988), contiennent des éléments chimiques indésirables, en particulier les polluants métalliques (Moriyama et al., 1989 ; Theissen, 1995), qui peuvent s'accumuler dans le sol et, selon les conditions biogéochimiques, passer dans la solution du sol (Mench et al., 2000). Cette solution du sol riche en éléments nutritifs est absorbée par les plantes (Jalilet al., 1994a,b) et peut également percoler vers l'eau de la nappe phréatique et y déposer ces contaminants souvent toxiques (Christensen et al., 1996). D'autre part, l'utilisation à long terme des eaux usées se traduit souvent par l'accumulation de métaux lourds dans les sols (Mireles et al., 2004; Rotin et al., 2005; Solis et al., 2005) qui dépend à la fois de la période et la fréquence d'application (Rattan et al., 2005; Solis et al., 2005; Nayek et al., 2010). Ainsi, cette accumulation excessive de métaux lourds dans les sols agricoles irrigués avec des eaux usées peuvent conduire non seulement à la contamination des sols, mais aussi à l'absorption des métaux lourds par les plantes cultivées avec ces eaux, c'est qui affectera sans doute la sécurité alimentaire (Muchuweti et al., 2006).

Les jardins périurbains d'Ambouli ont commencé à utiliser, il y a dix ans de cela, les eaux usées traitées des mini-stations Biopack de Hodane (Moussa, 2009). En plus une récente étude a révélé des teneurs en métaux lourds relativement élevées pour un sol irrigué avec un mélange d'eau usée et de boues d'épuration (Awaleh et al., 2013).

La présente étude a pour objectif de déterminer les teneurs en métaux lourds et métalloïdes des sols des jardins d'Ambouli et de Nagad irrigués avec des eaux usées et/ou des boues d'épuration. L'ampleur de la pollution de ces sols a été évaluée à l'aide de l'indice de charge de pollution, du facteur d'enrichissement, le facteur de concentration et le degré de contamination afin de mieux appréhender le risque d'exposition.

2. Matériels et méthodes

2.1. Zone d'étude

Cette étude a porté sur les jardins périurbains de la ville de Djibouti. Ces derniers sont subdivisés en deux zones à savoir :

- i) La Zone A qui correspond aux jardins d'Ambouli irrigués principalement avec les eaux usées (partiellement ou non traitées) des cités Hodane 1 et 2 (Figure 1).
- ii) La Zone B concerne les jardins en Face du camp Lemonnier irrigués principalement avec les eaux usées domestiques des autres quartiers de Djibouti-ville et particulièrement avec des boues résiduaires domestiques (Figure 1).

Dans ces jardins sont cultivés essentiellement des cultures fourragères et maraichères. A cela s'ajoute le sol C3 qui se trouve à proximité de la station d'épuration C3 de Hodane 1. Ce sol est irrigué d'une manière continue avec les eaux traitées de la station C3.

Un sol du palmerai du CERD a été utilisé comme référence dans le cadre de la présente étude.

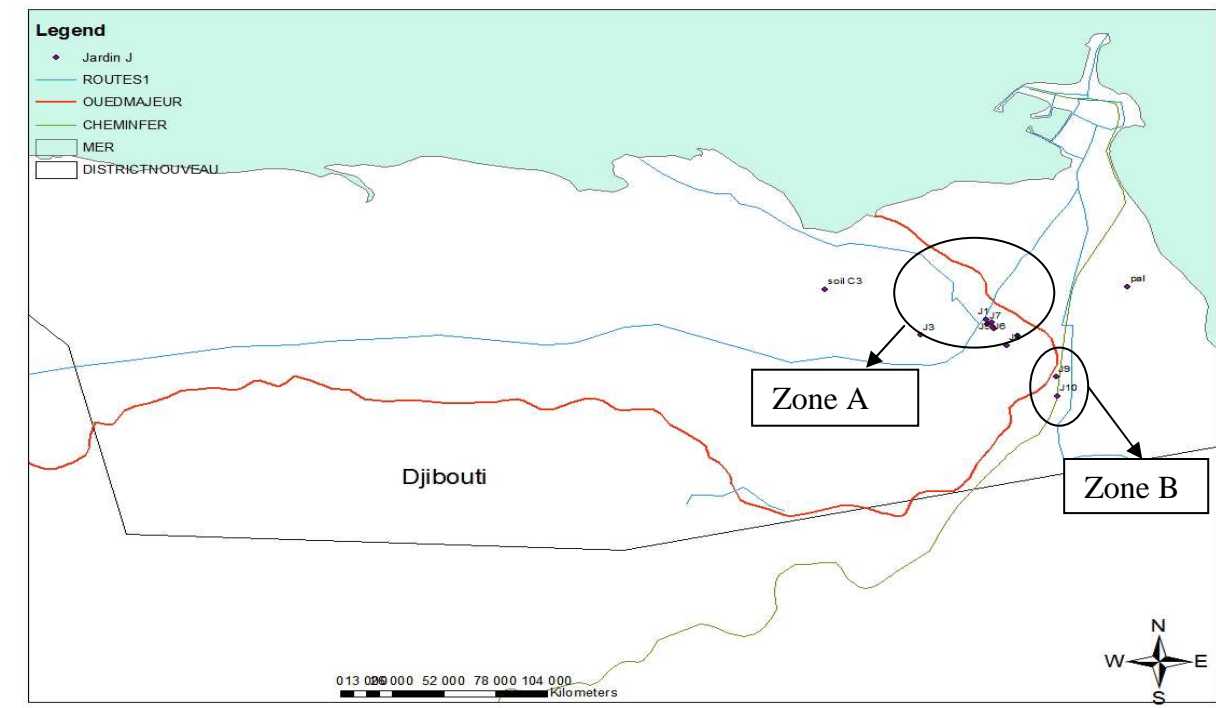


Figure1. Carte des sites d'échantillonnage.

2.2. Echantillonnage

Durant l'échantillonnage, les coordonnées géographiques de chaque point de prélèvement de sols ont été relevées. Des tarières Edelman ont été utilisées pour le prélèvement des sols et les échantillons de sols ont été stockés dans des sachets en plastiques neuves.

Dans chaque jardin, deux échantillons à deux profondeurs (0-20cm et 20-40cm) ont été prélevés et cela dans deux endroits distincts : sol irrigué avec des eaux usées (et/ou de boue d'épuration) et sol irrigué avec des eaux de puits.

Les échantillons ont été préalablement tamisés avec un tamis 2 mm avant le lancement des analyses.

2.3. Méthodes analytiques

La conductivité électrique a été mesurée avec un conductimètre YSI MODELE 35 à une température de 25°C sur un extrait de sol (20g de terre dans 100ml d'eau distillée) selon la norme NF ISO 10390. Le pH a été mesuré en utilisant un pH-mètre Jenway 3505 sur un extrait de sol (20g de sol dans 50 ml d'eau).

La méthode de robinson a été utilisée pour déterminer la granulométrie des sols échantillonnés.

La détermination du taux de calcaire total consiste à la détermination volumétrique du dioxyde de carbone (CO₂) dégagé par l'échantillon de terre sous l'action d'un acide fort à température ambiante. L'appareillage utilisé est le calcimètre de Bernard.

La teneur en calcaire totale est exprimée en pourcentage de matière sèche de l'échantillon de terre préparé par essai (2.5 g) et correspond à la teneur en carbonate exprimé en carbonate de calcium.

La procédure ISO 11466 a été utilisée pour l'extraction des métaux lourds dans les échantillons sols. Après extraction, le filtrat obtenu a été analysé par ICP-AES ULTIMA2 (Induced Coupled Plasma – Atomic Emission Spectroscopy).

2.4. Analyse de données

2.4.1. Indice de charge de pollution

Le degré de pollution des métaux lourds dans les sols affectés a été évalué et comparé à travers l'indice de la charge de pollution (Pollution Load Index) de Tomlinson *et al.* (1980). Cet indice est basé sur les valeurs des facteurs de concentration de chaque métal (CF) dans le sol. Le facteur de concentration est le rapport de la concentration de chaque métal dans le sol

sur la valeur du fond géochimique (concentration naturelle du métal dans le sol). Cette dernière a été assimilée dans notre étude à la concentration des métaux lourds dans le sol de la palmeraie du CERD. Pour chaque site échantillonné, l'indice de la charge de pollution (PLI) a été calculé comme la racine nième du produit de n facteurs de concentration. Cet indice fournit un moyen simple et comparatif pour évaluer le niveau de pollution de métaux lourds des sols (Cabrera et al., 1999 ; Lui et al., 2005 ; Tomguani et al., 2007 ; Khan et al., 2008 ; Singh et al., 2010 ; Kalavrouziottis et al., 2012 ; Wang et al., 2012 ; Wang et al., 2013).

Les valeurs de PLI supérieur à 1 indiquent que la concentration du métal est supérieure à celle du fond géochimique ce qui induit une contamination de ce métal dans le sol (Cabrera et al. 1999).

La formule de PLI est la suivante :

$$PLI = n\sqrt{CF_i \times CF_j \times \dots \times CF_n} \quad (1)$$

où $CF_i = \frac{\text{concentration du métal } i}{\text{concentration du fond géochimiques du métal } i}$

2.4.2. Facteur d'enrichissement

Le facteur d'enrichissement (FE) est calculé en comparant la concentration d'un métal lourd donné avec celle d'un métal lourd de référence. La formule établit par Menard et Chesselet (1979) pour calculer le facteur d'enrichissement d'un métal lourd donné est la suivante :

$$FE = \frac{\frac{C_n(\text{sample})}{C_{ref}(\text{sample})}}{\frac{B_n(\text{background})}{B_{ref}(\text{background})}} \quad (2)$$

Où C_n est la concentration d'un métal lourd donné dans un échantillon de sol examiné, C_{ref} est la concentration d'un métal lourd de référence dans l'échantillon de sol examiné. B_n est la concentration du métal lourd examiné dans le sol de référence (sol de la palmeraie du CERD), et B_{ref} est la concentration du métal lourd de référence dans le sol de référence (sol de la palmeraie du CERD).

Les plus communs des métaux lourds de référence sont Sc, Mn, Ti, Al et Fe (Pacyna et Winchester, 1990; Quevauviller et al., 1989; Reinmann et al., 2000; Schiff et Weisberg, 1999 ; Sutherland, 2000). Dans le cadre la présente étude, Mn a été choisi comme élément de référence (Lui et al., 2000) et les valeurs de fond géochimique sont ceux du sol de la palmeraie du CERD.

Selon Sutherland (2000), cinq catégories de contamination sont généralement reconnues sur la base du facteur d'enrichissement (Tableau 1).

Tableau1. Classification de Suntherland(2000).

FE<2	pas d'enrichissement en métaux lourds
FE=2 –5	enrichissement modéré
FE=5 –20	enrichissement significatif
FE=20– 40	enrichissement très élevé
FE>40	enrichissement extrêmement élevé

2.4.3 Facteur de concentration et degré de contamination

Introduit par Hakanson en 1980, le facteur de concentration (FC) et le degré de contamination (DC) ont été utilisés pour évaluer la contamination des sols par comparaison aux valeurs de fond :

$$FC^i = \frac{C_{0-1}^i}{C_n^i} \tag{3}$$

où C_{0-1}^i est la concentration moyenne du métal d'au moins cinq échantillons, et C_n^i est la concentration préindustrielle d'un métal particulier. Cette dernière est assimilée dans notre cas aux concentrations de notre référence (palmeraie du CERD). Le facteur de contamination (FC) a été défini selon quatre catégories comme suit:

$FC^i \leq 1$	facteur de contamination faible
$1 \leq FC^i \leq 3$	facteur de contamination modéré
$3 \leq FC^i \leq 6$	facteur de contamination considérable
$FC^i \leq 6$	facteur de contamination très élevé

3. Résultats et discussions

3.1. Caractéristiques physico-chimiques des sols

La texture du sol qui se définit comme la proportion des particules minérales de différentes tailles qui composent le sol est l'une des propriétés des sols les plus importantes. Elle influe sur la disponibilité de l'eau, de l'absorption de nutriments par les plantes et sur le taux d'infiltration de l'eau et par conséquent sur l'efficacité de l'irrigation.

Les textures des sols de différents jardins sont regroupées dans le Tableau 2. D'après le triangle texturale de l'USDA (United State Department of Agriculture) (Figure 2), les sols de différents sites sont principalement de type sable limoneux ou limon sablonneux.

La texture du sol conditionne un paramètre important dans la gestion de l'irrigation, à savoir l'infiltration. L'infiltration qui est un indice de la perméabilité du sol se réfère à la pénétration verticale de l'eau dans le profil du sol.

En ce basant sur le triangle de corrélation entre la texture du sol et la perméabilité (MDDEP, 2009), les sols des différents sites sont considérés comme perméables. Ceci peut poser un problème pour l'utilisation intensive d'eaux usées en irrigation, dans la mesure où les polluants peuvent migrer en profondeur et ainsi contaminés les eaux souterraines.

Afin d'évaluer l'impact des eaux usées sur la salinité et le pH des sols, des mesures de conductivité électrique (appréciation de la salinité) et de pH ont été réalisées sur des sols irrigués avec des eaux usées et des sols irrigués avec des eaux de puits dans chaque jardin (Tableau 2).

On constate que le pH est faiblement alcalin dans l'ensemble des sols irrigués avec des eaux usées ou des eaux de puits (Tableau 2). Ces résultats sont bien corrélés avec le pH des eaux d'irrigation de ces jardins (eaux usées ou eaux de puits) qui varie de 7.12 à 8.09 (ACF, 2013). Il est intéressant de noter qu'une eau avec un pH inférieur à 6,5 entraîne la libération des métaux lourds. Alors qu'une eau avec un pH supérieur à 11, non seulement détruit les bactéries mais en plus inhibe temporairement les mouvements des métaux lourds à travers le sol.

Il est intéressant de noter que le pH des eaux d'irrigation des jardins étudiés dans le cadre de la présente étude, 7.12 à 8.09, ne permet pas la libération des métaux lourds dans les sols. En d'autres termes, le pH alcalin des sols des jardins de la présente étude limite le passage des métaux lourds de la phase solide à la solution du sol puis à la plante (Thornton, 1996).

Dans le cadre de la présente étude il a été observé que l'utilisation d'eaux usées sur les sols ne montre aucun impact sur le pH des sols comparativement aux eaux de puits. En revanche, les sols irrigués avec des eaux de puits des jardins 6, 9, 10 et 11 ont une salinité plus élevée que ceux irrigués avec des eaux usées (Tableau 2). Cette salinité élevée des sols irrigués avec les eaux de puits est liée à la mauvaise qualité des eaux de puits (Tableau 2). En effet, les conductivités électriques des eaux de puits des jardins d'Ambouli varient de 4400 à 9550 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (ACF, 2013). D'autre part, les eaux usées plus ou moins traitées des cités Hodane 1 et 2 ont une conductivité électrique allant de 2379 à 3265 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (ACF, 2013).

Au vu de ces résultats, il ressort clairement que les agriculteurs périurbains de la ville de Djibouti sont confrontés à la salinisation des eaux de leurs puits. Il a été rapporté que la surexploitation des aquifères était la principale cause de la salinisation des eaux souterraines en république de Djibouti (Kadieh et Jalludin, 1996). Cette salinisation a probablement obligé les agriculteurs périurbains d'opter pour les eaux usées des cités Hodanes 1 et 2 comme source d'irrigation.

Cette option leurs offre deux avantages : d'une part, les eaux usées des cités Hodane 1 et 2 ont des conductivités électriques inférieures à celles des eaux de puits d'une grande partie des jardins d'Ambouli et d'autre part, ces eaux usées contiennent plus de nutriments pour les plantes (phosphates et ammonium principalement). En effet, l'avantage des eaux usées est de contenir des nutriments comme le PO_4^{3-} et le NH_4^+ .

Kirkham (1986) a montré que dans le cas d'un effluent traité, l'azote qui se trouve dans les eaux usées serait bénéfiques en augmentant le rendement et la qualité des cultures. De plus un déficit en phosphore peut éviter que les plantes acquièrent certains nutriments, il est nécessaire pour les processus métaboliques.

Le pourcentage de calcaire est plus faible dans les sols de jardins irrigués avec les eaux usées par rapport au sol de palmerai.

Tableau 2. La conductivité électrique (EC) , le pH , la texture et le pourcentage de calcaire des sols irrigués avec des eaux de puits (EP) ou des eaux usées (EU).

	Type d'eau d'irrigation	profondeur	longitude	latitude	pH	EC (µS/cm)	texture	% Calcaires
Jardin 1	EU	0 - 20	043°07'43.2"	11°33'31.2"	7.89	0.84	sable limoneux	5.6
	EU	20 - 40			7.88	0.76	limoneux	6.4
	EP	0 - 20	043°07'43.3"	11°33'30.8"	8.09	0.6	sable limoneux	4.8
	EP	20 - 40			8.27	0.57	limoneux	6
Jardin 2	EU	0 - 20	043°07'47.9"	11°33'25.8"	8.32	0.35	sable limoneux	8
	EU	20 - 40			8.42	0.28	sable limoneux	8.8
jardin3	EP	0 - 20	043°07'59.4"	11°33'18.6"	8.42	0.42	sable limoneux	5.2
	EP	20 - 40			8.34	0.55	sable limoneux	6.4
	EU	0 - 20	043°07'59.1"	11°33'19.1"	8.08	0.71	sable limoneux	5.6
	EU	20 - 40			8.36	0.43	sable limoneux	7.2
Jardin 4	EU	0 - 20	043°08'4.9"	11°33'18.5"	8.49	0.47	limon sablonneux	4
	EU	20 - 40			8.6	0.37	limon sablonneux	4.4
Jardin 5	EU	0 - 20	43°07'24.3"	11°33'24.3"	8.58	0.33	sable limoneux	7.2
	EU	20 - 40			8.85	0.31	sable limoneux	6.8
	EP	0 - 20	043°07'50.3"	11°33'25.2"	8.42	1.02	sable limoneux	8
	EP	20 - 40			8.45	0.77	sable limoneux	6
Jardin 6	EU	0 - 20	043°07'47.3"	11°33'29.2"	7.68	0.69	sable limoneux	9.2
	EU	20 - 40			8.11	0.54	sable limoneux	8.4
	EP	0 - 20	043°07'48.1"	11°33'28.9"	7.69	3.72	sable limoneux	8.8
	EP	20 - 40			8.15	3.22	sable limoneux	8
Jardin 7	EU	0 - 20	043°07'44.3"	11°33'28.0"	8.09	0.73	sable limoneux	6.8
	EU	20 - 40			8.14	0.59	sable limoneux	7.6
	EP	0 - 20	043°07'44.0"	11°33'28.5"	8.08	0.82	sable limoneux	6.4

	EP	20 - 40			8.43	0.55	sable limoneux	6.8
Jardin 8	EU	0 - 20	043°07'57.2"	11°33'11.0"	8.05	1.06	Silt Loam	7.6
	EU	20 - 40			8.08	0.91	sable limoneux	7.2
	EP	0 - 20	043°07'57.6"	11°33'13.1"	8.23	0.93	Silt Loam	6
	EP	20 - 40			8.4	0.63	sable limoneux	6.4

Tableau 2 (suite). La conductivité électrique (EC) , le pH , la texture et le pourcentage de calcaire des sols irrigués avec des eaux de puits (EP) ou des eaux usées (EU).

	Type d'eau d'irrigation	profondeur	longitude	latitude	pH	EC (µS/cm)	texture	% Calcaires
Jardin 9	EU	0 - 20	43°08'30.6"	11°32'45.7"	7.64	1.09	sable limoneux	6.4
	EU	20 - 40			7.61	2.16	limon sablonneux	10.4
	EP	0 - 20	043°08'30.7"	11°32'45.4"	7.31	4.28	limon sablonneux	6.8
	EP	20 - 40			7.25	4.1	limon sablonneux	9.6
Jardin 10	EU	0 - 20	043°08'31.6"	11°32'54.6"	7.85	0.58	sablonneux	6
	EU	20 - 40			7.89	0.56	sable limoneux	10.8
	EP	0 - 20	043°08'31.6"	11°32'54.6"	7.3	3.93	sablonneux	6.4
	EP	20 - 40			7.38	4.22	sablonneux	10
jardin 11 (Soil C3)	EU	0 - 20	043°05'54.7"	11°33'21.1"	7.78	2.26	sable limoneux	14
	EP	0 - 20	043°05'54.7"	11°33'20.8"	8.16	2.33	sable limoneux	16
jardin 12 (palmeraie)	EP	0-20	0,43°09'18"	11°33'58"	8.43	3.45	limon sablonneux	12
		20-40			8.62	4.2	sable limoneux	13.2

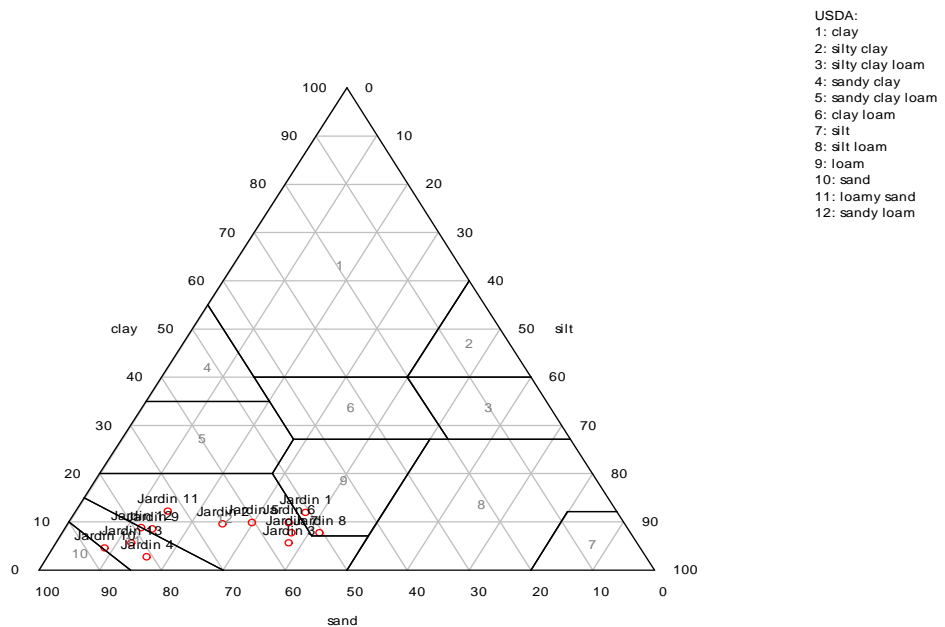


Figure 2. Représentation des sites sur le triangle texturale USD

3.2. Distribution des métaux lourds dans les sols

Les Résultats des analyses des métaux lourds des échantillons de sol des jardins d'Ambouli et de Nagad irrigués avec des eaux usées ou avec des eaux souterraines (eaux de puits) sont compilés dans le Tableau 3.

Dans le cadre de la présente étude, le sol n°12 (sol du Palmeraie du CERD) a été utilisé comme référence. En effet, la Palmeraie du CERD a toujours été irriguée avec des eaux souterraines (eaux de robinet). De ce fait, ce sol a servi pour déterminer le fond géochimique.

Les concentrations moyennes des métaux lourds et métalloïdes dans les couches [0 – 20 cm] et [20 – 40 cm] des sols sont pratiquement similaires (Tableau 3, Figure 3). En d'autres termes, les métaux lourds et métalloïdes se répartissent équitablement dans les couches [0 – 20 cm] et [20 – 40 cm] des sols irrigués avec des eaux usées ou des eaux souterraines (Tableau 3, Figure3).

Les concentrations en métaux lourds ou métalloïdes des sols des jardins d'Ambouli (n°1 – n°8), irrigués avec des eaux usées ou des eaux souterraines, sont plus ou moins similaires à celle du sol de référence (Figure 3). En d'autres termes, les teneurs en métaux lourds des sols des jardins d'Ambouli (Zone A de la Figure 1) sont dans les normes des sols agricoles qui peuvent être irrigués avec des eaux usées traitées (ACF, 2013). Ceci est probablement inhérent au fait qu'il n'existe à Djibouti-ville aucune industrie métallurgique, sidérurgique ou chimique qui puisse produire des effluents susceptibles d'avoir des fortes concentrations en métaux lourds.

Toutefois, les teneurs en zinc, plomb et cuivre des jardins n°9 et n°10 de Nagad (Zone B de la Figure 1) sont largement supérieures aux seuils en vigueur en Europe et en Chine (Tableau 3). En effet, les teneurs en zinc (101.00 – 105.52 mg.Kg⁻¹), plomb (284.11 – 369.70mg.Kg⁻¹) et cuivre (27.10 – 48.58 mg.Kg⁻¹) des jardins n°9 et n°10 de Nagad dépassent largement celles des sols irrigués avec des eaux usées des villes comme Mexico et Beijing (Siebe, 1996 ; Liu et al., 2005).

Il a été observé que les jardins n°9 et n°10 de Nagad étaient principalement irrigués avec des mélanges d'eau usées brutes et des boues d'épuration et/ou boues de curage de fosse septique. Néanmoins, les analyses de ces boues ne relèvent aucune teneur en métaux lourds dépassant les seuils en vigueur en Europe (ACF, 2013). Toutefois, nous soupçonnons l'épandage des boues dans les sols des jardins n°9 et n°10 de Nagad (Zone B de la Figure 1) comme étant responsable des teneurs anormalement élevées de certains métaux lourds dans ces sols. En

effet, les boues des garages ou autres petites unités industrielles pourraient contenir des métaux lourds. Il est possible que de telles boues auraient pu être utilisées pour l'épandage de ces jardins périurbains. D'autant plus qu'une étude récente avait aussi révélé des teneurs en métaux lourds relativement élevés pour un sol irrigué avec un mélange d'eau usée et de boue d'épuration (Awaleh et *al.*, 2013). Cette étude avait corrélé les teneurs élevées de mercure de ce sol avec celle de la boue d'épuration utilisée pour l'épandage de ce sol.

Tableau 3. Résultats des analyses des métaux lourds et métalloïdes des échantillons de sol de jardin analysés dans le cadre de la présente étude

Jardin	Type d'eau d'irrigation	profondeur	Cd (mg/kg)	Co (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Ni (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Mn (mg/kg)	As (mg/kg)	Hg (mg/kg)
Jardin 1	EU	0 - 20	0.20	18.90	17.01	46.81	8.68	62.93	5.57	553.69	4.80	<LD ^e
	EU	20 - 40	0.19	20.55	18.49	47.24	14.43	59.13	3.71	583.11	5.09	0.09
	EP	0 - 20	0.29	19.50	17.55	45.93	6.42	49.77	2.49	577.63	4.86	<LD ^e
	EP	20 - 40	0.27	18.39	16.55	43.21	11.20	39.35	0.85	544.86	4.40	<LD ^e
Jardin 2	EU	0 - 20	<LD ^a	19.09	17.18	43.59	<LD ^b	45.33	2.20	566.90	4.26	<LD ^e
	EU	20 - 40	<LD ^a	21.28	18.94	43.65	11.05	49.76	4.44	611.26	4.16	<LD ^e
jardin3	EP	0 - 20	<LD ^a	26.35	23.45	50.27	<LD ^b	97.89	5.07	698.55	3.37	<LD ^e
	EP	20 - 40	0.11	20.78	18.49	48.26	1.73	73.42	2.66	577.32	4.30	<LD ^e
	EU	0 - 20	1.16	18.74	16.68	51.98	0.96	94.56	6.71	533.81	6.07	0.22
	EU	20 - 40	<LD ^a	23.34	20.78	48.25	14.23	57.22	2.66	600.67	5.84	0.14
Jardin 4	EU	0 - 20	<LD ^a	25.73	23.41	49.10	<LD ^b	91.32	4.24	716.39	3.72	<LD ^e
	EU	20 - 40	<LD ^a	26.00	23.66	48.90	10.48	112.94	4.10	740.20	3.73	<LD ^e
Jardin 5	EU	0 - 20	<LD ^a	20.11	18.30	46.43	0.92	53.93	4.23	591.81	5.21	0.14
	EU	20 - 40	<LD ^a	17.22	15.67	37.48	5.03	43.82	3.80	514.09	4.68	<LD ^e
	EP	0 - 20	<LD ^a	19.97	18.18	43.61	<LD ^b	54.82	8.23	593.30	4.46	0.05
	EP	20 - 40	<LD ^a	15.04	13.69	31.38	<LD ^b	42.43	13.12	464.31	3.71	<LD ^e
Jardin 6	EU	0 - 20	<LD ^a	22.58	20.33	68.81	20.37	92.41	0.60	674.92	7.16	0.47
	EU	20 - 40	<LD ^a	19.91	17.92	50.59	12.77	68.88	4.72	592.20	6.45	0.25
	EP	0 - 20	0.71	24.64	22.17	68.22	26.55	54.40	4.79	714.99	7.07	0.10
	EP	20 - 40	0.43	19.91	17.92	50.16	16.69	69.51	3.20	593.92	6.32	0.14
Jardin 7	EU	0 - 20	0.34	19.81	17.83	48.71	16.95	52.29	5.43	567.94	4.71	0.08
	EU	20 - 40	0.27	20.87	18.79	47.75	0.66	52.29	1.90	624.03	5.15	<LD ^e
	EP	0 - 20	0.33	19.42	17.48	48.32	15.51	67.71	6.79	581.19	5.65	<LD ^e
	EP	20 - 40	0.33	20.02	18.02	49.91	14.93	50.36	1.90	558.46	5.10	0.14
Jardin 8	EU	0 - 20	0.35	24.61	22.15	72.74	9.04	104.96	9.28	671.49	4.55	0.03
	EU	20 - 40	0.86	19.22	17.30	54.99	<LD ^b	87.49	18.08	531.66	4.38	0.19
	EP	0 - 20	0.37	19.73	17.76	48.72	12.40	50.40	4.03	589.54	4.82	0.01
	EP	20 - 40	0.33	26.27	23.65	64.13	20.51	59.26	6.77	711.76	5.03	<LD ^e
Soil C3	EU	0 - 20	0.48	18.26	16.80	62.93	8.35	55.53	6.59	446.55	5.91	1.83
	EP	0 - 20	0.52	20.37	18.74	73.06	8.14	30.49	<LD ^c	563.37	5.75	2.62
Jardin 9	EU	0 - 20	0.52	17.72	16.31	87.38	4.12	179.22	27.10	514.98	<LD ^d	<LD ^e
	EU	20 - 40	<LD ^a	15.00	13.80	105.52	9.06	284.11	40.79	396.91	<LD ^d	<LD ^e
	EP	0 - 20	0.39	13.10	12.05	81.84	<LD ^b	317.36	32.48	421.02	7.03	1.19
	EP	20 - 40	0.46	16.08	14.80	110.84	<LD ^b	267.96	37.36	450.19	8.13	<LD ^e
Jardin 10	EU	0 - 20	0.37	16.63	15.30	99.77	6.12	369.69	45.47	400.44	4.51	0.02
	EU	20 - 40	0.34	17.44	16.04	101.00	0.01	311.47	48.58	458.41	4.40	<LD ^e
	EP	0 - 20	0.44	19.05	17.52	99.34	7.22	238.68	32.24	479.75	<LD ^d	<LD ^e
	EP	20 - 40	0.19	13.27	12.21	67.26	<LD ^b	237.07	25.46	397.54	<LD ^d	<LD ^e
Valeurs limites de concentration des métaux lourds dans les sols (mg/Kg de matière sèche)^f			1 à 3			50 à 140	30 à 75	150 à 300	50 à 300			1 à 1.5
Valeurs limites de concentration des métaux lourds dans les sols (mg/Kg de matière sèche)^g			0.6			100	60	300	350			

EU = Echantillon de sol de jardin irrigué avec des eaux usées ; EP = Echantillon de sol de jardin irrigué avec des eaux de puits.

LD^a = 0.2 ug/Kg ; LD^b = 0.3ug/Kg ; LD^c = 1.5ug/Kg ; LD^d = 1.2 ug/Kg ; LD^e = 1.3 ug/Kg.

^f Valeurs seuils pour les teneurs en métaux des sols cultivés (mg/Kg de matière sèche) en Europe (Journal Officiel Communauté européennes 12 Juin 1986)

^g Valeurs limites des concentrations en métaux lourds des sols cultivés (mg/Kg de matière sèche) en Chine (State Environmental Protection Administration – China)

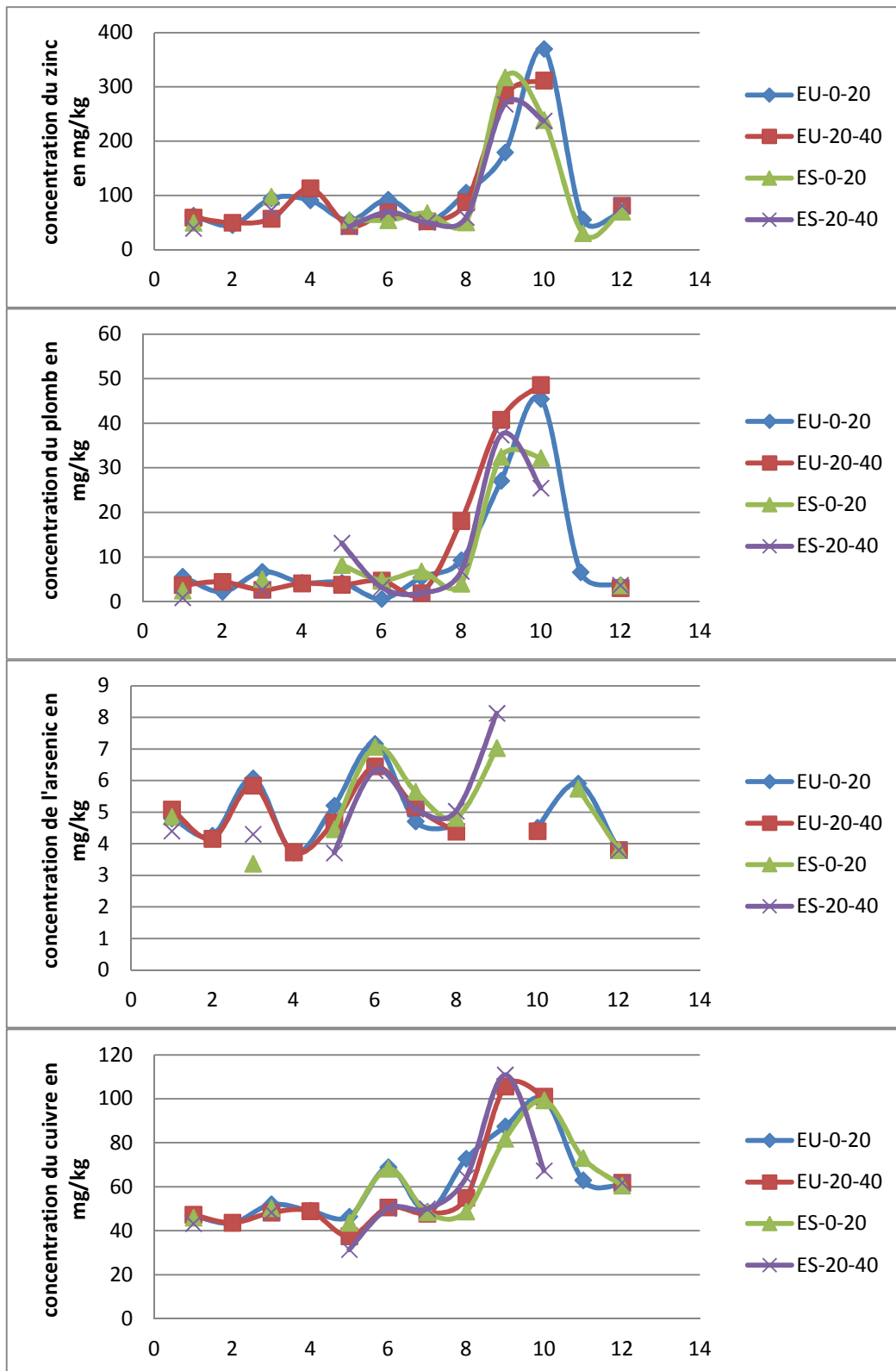


Figure 3. Evolution de la concentration des polluants sur les terrains étudiés(11 = sol C3 ; 12 = palmeraie du CERD ; EU-0-20= sol irrigué avec des eaux usées à 0-20cm ; EU-20-40= sol irrigué avec des eaux usées à 20-40cm ; ES-0-20= sol irrigué avec des eaux souterraines à 0-20cm ; ES-20-40= sol irrigué avec des eaux souterraines à 20-40cm).

3.3. Evaluation de la pollution des sols des jardins d'Ambouli et de Nagad irrigués avec des eaux usées

Indice de la charge de pollution PLI

Les charges de pollution PLI des jardins de la présente étude, calculés selon la formule (1), sont représentées à la Figure 4. Les PLI des jardins irrigués avec des eaux usées ou des eaux souterraines sont compris entre 0.8 et 1.6. D'autre part, l'indice PLI du sol de référence (sol n°12) est pratiquement égal à 1 (Figure 4). De ce fait, les valeurs de PLI supérieur à 1 indiquent que la concentration du métal est supérieure à celle du fond géochimique, ce qui induit une contamination de ce métal dans le sol (Cabrera et al. 1999).

Globalement, les PLI des différentes couches [0 – 20 cm et 20 – 40 cm] de sols des jardins d'Ambouli (sols n°1 – 8 et n°11) sont légèrement inférieurs à 1. Sur la base ces résultats on pourrait être amené à conclure à une absence de contamination dans la majorité des sites. Toutefois, il ne faudrait pas exclure l'option que les plantes cultivées dans ces jardins prélèvent continuellement les métaux lourds de ces sols. Ceci pourrait expliquer les indices PLI légèrement inférieurs à 1. En d'autres termes, il se pourrait qu'il y ait un équilibre précaire entre l'accumulation des métaux lourds dans ces sols et le prélèvement de ceux-ci par les plantes cultivées dans ces jardins. D'où le risque d'une possible contamination de la chaîne alimentaire par les métaux lourds. Une étude est actuellement en cours pour déterminer le degré de contamination par les métaux lourds des produits agricoles de ces jardins.

D'autre part, comme les sols des jardins d'Ambouli (sols n°1 – 8 et n°11) ont des indices PLI légèrement inférieur à 1, une irrigation à long terme avec des eaux usées pourrait induire une augmentation de ces indices et par voie de conséquence une pollution de ces sols par des métaux lourds (Xu et al., 2010). En d'autres termes, les jardins d'Ambouli irrigués avec des eaux usées ont presque atteint le seuil de contamination des sols par des métaux lourds.

Les jardins n°9 et n°10 de Nagad présentent des charges PLI supérieures à 1 (Figure 4).

Ces résultats montrent que les différentes couches de sol de ces deux jardins ont été polluées par certains métaux lourds. Cette pollution est probablement inhérente à l'utilisation de boues de curage de fosse septiques pour l'amendement des sols de ces deux jardins.

La couche superficielle [0 – 20 cm] du sol C3 (sol n°11) irrigué avec des eaux usées présente un indice PLI légèrement supérieur à 1 (Figure 4). Ceci montre que le sol C3 a été contaminé par l'irrigation continue des eaux usées.

Au vu de ces résultats, il s'avère nécessaire de mettre en place une réglementation sur l'utilisation des eaux usées comme sources d'irrigation.

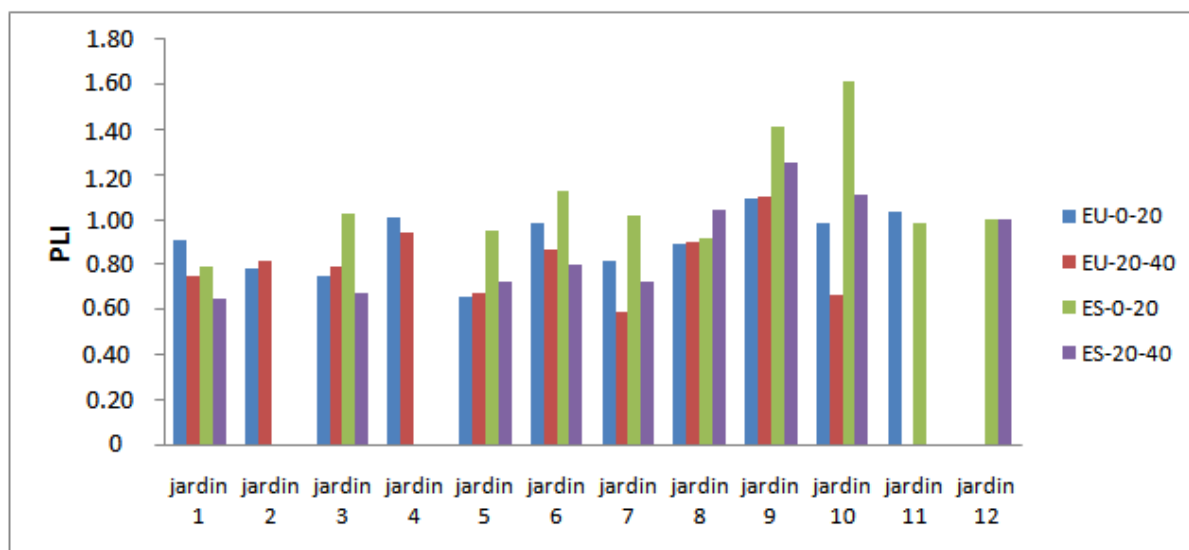


Figure 4. Indice de pollution PLI à travers le profil des sols irrigués avec des eaux usées ou des eaux souterraines (11 = sol C3 ; 12 = palmeraie du CERD ; EU-0-20 = sol irrigué avec des eaux usées à 0-20cm ; EU-20-40 = sol irrigué avec des eaux usées à 20-40 cm ; ES-0-20 = sol irrigué avec des eaux souterraines à 0-20cm ; ES-20-40 = sol irrigué avec des eaux souterraines à 20-40cm).

Facteur d'enrichissement

Les facteurs d'enrichissement de métaux lourds dans les sols des jardins de la présente étude, calculés selon la formule (2), sont représentés à la Figure 5.

Les sols des jardins n°9 et n°10 de Nagad présentent un enrichissement modéré pour le cuivre (FE = 2.06 – 3.54) et un enrichissement significatif pour le zinc (FE = 6.89 – 9.66).

Les sols des jardins n°6 et n°7 d'Ambouli présentent un enrichissement modéré pour le nickel (FE = 2.02 – 2.04).

L'enrichissement en plomb est modéré pour les sols des jardins n°1, n°3, n°6 d'Ambouli ainsi que le sol C3 (FE = 2.02 – 2.96) et significatif pour les sols du jardin n°8 (FE = 9.21). Par contre, l'enrichissement du plomb est très élevé pour les sols des jardins n°9 et n°10 de Nagad (FE = 22.79 – 28.69). Enfin, l'enrichissement de l'arsenic est modéré pour les sols des jardins n°3, n°6, n°10 et du sol C3 Nagad (FE = 2.06 – 2.57).

L'enrichissement en métaux lourds et métalloïdes dans les sols agricoles de ces jardins est probablement inhérent à l'utilisation d'eau usée comme source d'irrigation et l'amendement des sols par des boues d'épurations ou de curage de fosse septique (Lui et al., 2005).

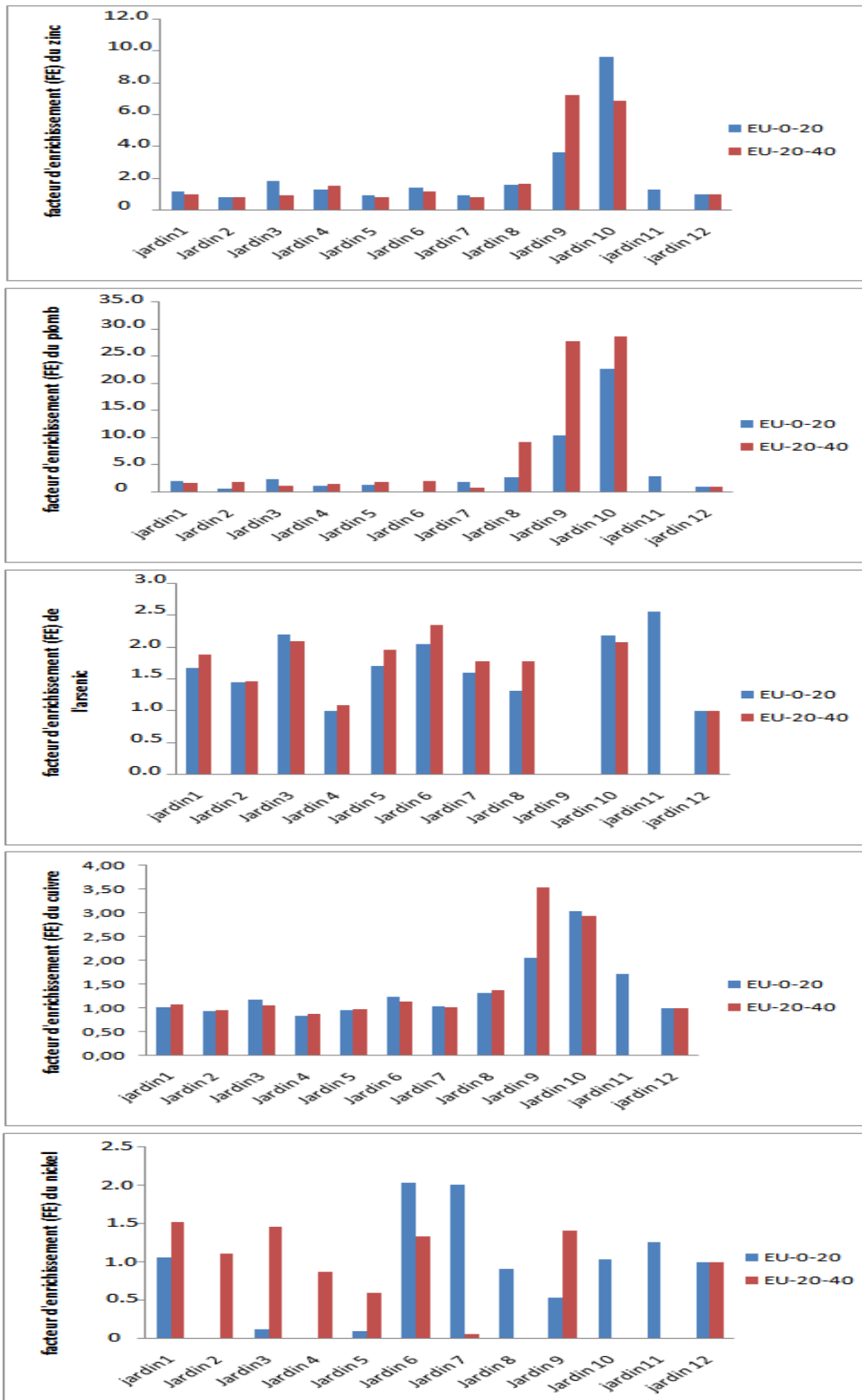


Figure 5.Facteur d'enrichissement (FE) à travers le profil des sols irrigués avec des eaux usées ou des eaux souterraines (11 = sol C3 ; 12 = palmeraie du CERD ; EU-0-20 = sol irrigué avec des eaux usées à 0-20cm ; EU-20-40 = sol irrigué avec des eaux usées à 20-40 cm).

Facteur de concentration et degré de contamination

Les facteurs de concentration de chaque métal ainsi que les degrés de contamination respectifs sont listés dans le Tableau 4 (Hakanson, 1980).

Tableau 4.facteurs de concentration et degré de contamination de différents métaux.

éléments	FC	catégorie
Co	0.64	degré de contamination faible
Cr	0.74	degré de contamination faible
Cu	0.99	degré de contamination faible
Ni	0.71	degré de contamination faible
Zn	1.44	degré de contamination modéré
Pb	3.54	degré de contamination considéré
Mn	0.72	degré de contamination faible
As	1.32	degré de contamination modéré
Hg	0.88	degré de contamination faible

Les facteurs de concentration (FC)de la plupart des métaux (Co, Cr, Cu, Ni, Mn, Hg)est faible. Par contre les FCs pour l'arsenic (As) et le zinc (Zn) sont modérés et démontrent un début d'accumulation de ces métaux dans les sols des jardins périurbains de la ville de Djibouti, irrigués avec des eaux usées plus ou moins traitées.

Le plomb (Pb) présente le facteur de concentration le plus élevée de tous les métaux analysés dans le cadre de la présente étude (Tableau 4). Selon la classification de Hakanson (1980), le degré de contamination du Pb est considérable (Tableau 4). Il est intéressant de noter aussi que le FC du Pb des jardins périphériques de la ville de Djibouti est même plus grand que celui des jardins de Peking irrigués avec des eaux usées (Lui et *al.*,2005).

Le facteur de concentration montre encore une fois l'accumulation de certains métaux et métalloïdes lourds dans les sols des jardins périurbains de la ville de Djibouti, irrigués avec des eaux usées plus ou moins traitées.

4. Conclusions et recommandations

Cette étude a particulièrement révélé la pollution en certains métaux et métalloïdes (Pb, As, Zn, Cu) des sols des jardins d'Ambouli et de Nagad irrigués avec des eaux usées et/ou amendés avec des boues d'épuration. Une grande disponibilité de ces polluants en général et du plomb et de l'arsenic en particulier dans la solution du sol présenterait un réel risque

sanitaire. Le plomb et l'arsenic sont en effet responsables de nombreuses atteintes néfastes chez l'homme (troubles de cerveau, de reproduction et de métabolisme...).

L'accumulation des métaux lourds et métalloïdes dans les sols des jardins périurbains de la ville de Djibouti pourraient provenir de boues d'épuration chargées en certains métaux lourds (boues des garages et/ou autres petites unités utilisant des sources de métaux lourds).

Les eaux usées peuvent être un atout dans le cas d'une réutilisation en agriculture car dans un premier temps on effectue une économie d'eau et par voie de conséquence un allègement de la surexploitation de la nappe phréatique de Djibouti.

De plus les eaux usées contiennent déjà les nutriments nécessaires à la croissance des végétaux. Et ceci est d'autant plus intéressant pour un pays en voie de développement dont le coût de l'engrais est hors de portée pour les cultivateurs moyens.

Néanmoins, il est primordial qu'une réglementation sur l'utilisation des boues d'épuration en agriculture soit mise en œuvre très rapidement en république de Djibouti. En outre, des normes de rejets des eaux usées traitées doivent être établies pour la république de Djibouti. Ces réglementations permettraient d'éviter toute accumulation accidentelle de métaux et métalloïdes toxiques dans les sols cultivés. D'autant plus que ces réglementations permettraient de mieux gérer les risques inhérents à la réutilisation des eaux usées traitées de la future station de Douda (avec une production estimée à environ 2000 000 m³/an).

Enfin, un plan de surveillance des teneurs en métaux et métalloïdes toxiques des sols des jardins périurbains cultivés avec des eaux usées et des boues d'épuration doit être mis en place.

Financement

Cette recherche a été menée avec l'appui financier du fond stratégique du développement de la recherche du CERD.

Références bibliographiques

Al-Nakshabandi G.A., Saqqar M.M., Shatanawi M.R., Fayyad M., Al-Horani H. (1997). Some environmental problems associated with the use of treated wastewater for irrigation in Jordan. *Agricultural Water Management* 34, 81-94.

- Awaleh M.O., Ahmed M.M., Soubaneh Y.D., Hoch F. B., Bouh S. M., Dirieh E.S (2013). Wastewater reclamation using discarded reverse osmosis membranes for reuse in irrigation in Djibouti, an arid country. *Water Science and Technology*, 67 (6), 1362 – 1369.
- Awashthi, S.K.(2000). Prevention of Food Adulteration Act no. 37 of 1954. Central and State Rules as Amended for 1999, third ed. AshokaLaw House, New Delhi.
- Cabrera F., Clemente L., Barrientos E.D., Lopez R., Murillo J.M (1999). Heavy metal pollution of soils affected by the Guadiamar toxic flood. *The Science of the Total Environment* 242, 117-129.
- CCME (2007). Canadian soil quality guidelines for the protection of environmental and human health. Canadian Council of Minister of the Environment.
- Christensen J.B., Jensen D.L., Christensen T.H. (1996). Effect of dissolved organic carbon on the mobility of cadmium, nickel and zinc in leachate polluted groundwater. *Wat. Res.*, 30, 12, 3037-3049.
- Dellavalle N.B.(ed.).1992b.Determination of specific conductance in supernatant 1:2 soil water solution. In handbook on reference Methods for soil Analysis.Pp.44-50.Soil and Plant Analysis council,Inc. Athens,GA.
- Directive du Conseil Européen du 12 Juin 1986 relative à la protection de l'environnement et notamment des sols, lors de l'utilisation des boues d'épuration en agriculture. *Journal Officiel communauté européennes* 12 Juin 1986 (86/278/CEE).
- Jalil A., Selles F. & Clarke J.M. (1994a). Growth and cadmium accumulation in two durum wheat cultivars. *Commun. Soil.Sci. Plant Anal.*, 25, 15&16, 2597-2611.
- Jalil A., Selles F., Clarke J.M. (1994b). Effect of cadmium on growth and uptake of cadmium and other elements by durum wheat. *J. Plant Nutrition*, 17, 11, 1839-1858.
- Hakanson L.(1980). An ecological risk index for aquatic pollution control a sedimentological approach. *Water Res* 14, 975– 1001.
- Kalavrouziotisa I.K., Koukoulakis P., Kostakiotia E. (2012).Assessment of metal transfer factor under irrigation with treated municipal wastewater. *Agricultural Water Management* 103,114– 119.
- Liu W.H., Zhao J.Z., Ouyang Z.Y., Soderlund L., Liu G.H. (2005).Impacts of sewage irrigation on heavy metal distribution and contamination in Beijing, China. *Environment International* 31, 805 – 812.
- Mench M.J., Manceau A., Vangronsveld J., Clijsters H., Mocquot B. (2000). Capacity of soil amendments in lowering the phytoavailability of sludge-borne Zinc. *Agronomics*, 20,383-397.
- Ministère du Développement Durable , de l'environnement et des Parcs (MDDEP). Direction des politiques du secteur municipal .Service de l'expertise technique en eau. Guide technique sur le traitement des eaux usées des résidences isolées (Q-2, R.8), Québec, MDDEP, 2009.

- Mireles A., Solis C., Andrade E., Lagunas-Solar M., Pina C., Flocchini R.G. (2004). Heavy metal accumulation in plants and soil irrigated with wastewater from Mexico City. *Nucl. Instrum. Methods Phys. Res. B*, 187–190, 219–220.
- Moriyama K., Mori T., Arayashiki H., Saito H., Chino M. (1989). The amount of heavy metals derived from domestic wastewater. *Wat. Sci. Tech.*, 21, 1913-1916.
- Moussa Mahdi Ahmed (2009). Etude de la performance épuratrice des stations Biopak de la cité Hodane 1. Mémoire Master II, Paris XIII, Marne-La-Vallée, 2009.
- Muchuweti, M., Birkett J.W., Chinyanga E., Zvauya R., Scrimshaw M.D., Lester J.N (2006). Heavy metal content of vegetables irrigated with mixture of wastewater and sewage sludge in Zimbabwe: implications for human health. *Agr. Ecosyst. Environ.* 112, 41–48.
- Mutengu S., Hoko Z., Makoni F.(2007). An assessment of the public health hazard potential of wastewater reuse for crop production. A case of Bulawayo City, Zimbabwe. *PhysChem Earth*. 32,1195–1203
- Nayek S., Gupta S., Saha R.N.(2010). Metal accumulation and its effects in relation to biochemical response of vegetables irrigated with metal contaminated water and wastewater. *J. Hazard. Mater.* 178, 588–595.
- Rattan R.K., Datta S.P., Chhonkar P.K., Suribabu K., Singh A.K.(2005). Longterm impact of irrigation with sewage effluents on heavy metal content in soils, crops and groundwater—a case study. *Agr. Ecosyst. Environ.* 109, 310–322.
- Siebe C. (1996). Heavy metal availability to plants in soils irrigated with wastewater from Mexico City. *Water SciTechnol* 32(2), 29 – 34.
- Singh A. , Sharma R.K , Agrawal M., Fiona M.M.(2010). Health risk assessment of heavy metals via dietary intake of foodstuffs from the wastewater irrigated site of a dry tropical area of India. *Food and Chemical Toxicology* 48 ,611–619.
- State Environmental Protection Administration China (SEPA).
- Solis C., Andrade E., Mireles A., Reyes-Solis I.E., Garcia-Calderon N., Lagunas-Solar M.C., Pina C.U., Flocchini R.G.(2005). Distribution of heavy metals in plants cultivated with wastewater irrigated soils during different periods of time. *Nucl. Instrum. Methods Phys. Res. B* 241, 351–355.
- Theissen G.(1995). Eaux usées et maraîchage. Attention aux métaux lourds et aux exigences sanitaires. *Nouvelles économiques, Afrique Agriculture*, 232, p. 12.
- Thornton I. (1996). Risk assessment related to metals: the role of the geochemist. Report of the International Workshop on Risk Assessment of Metals and their Inorganic Compounds, Angers, France, November 1996. International Council on Metals and the Environment.

- Tomlinson D.L., Wilson J.G., Harris C.R., Jeffrey D.W.(1980). Problems in the assessments of heavy metal levels in estuaries and formation of a pollution index. *HelgolMeeresunters*, 33:566-575.
- Tomgouani K.A.O, EL MEJAHED K., BOUZIDI A.(2007).Evaluation de la pollution métallique dans les sols agricoles irrigués par les eaux usées de la ville de Settat (Maroc).*Bulletin de l'Institut Scientifique*, Rabat, section Sciences de la Vie, n°29, 89-92.
- VROM (Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment, the Netherlands)(2000). Circular on target and intervention values for soil remediation. *NetherlandsGovernment Gazette of the 24th February 2000*, n°39.