IMPACTS DE LA DECHARGE PUBLIQUE DE LA CHIFFA (BLIDA) SUR LA QUALITE DES EAUX SOUTERRAINES

Fatiha NEZZAL, U.S.T.H.B., Mohamed BENZAGOUTA, Université de Constantine

e site de la décharge de la Chiffa situé sur l'an-, cien lit de l'oued est formé essentiellement d'alluvions récentes. Les eaux de pluies s'infiltrant dans les déchets ef l'humidité provenant de ces même déchets confribuenf à la formation des eaux de lixiviation. Le fraifement de ces eaux chargées de polluants se fait par infiltration 8 fravers le sol limono-argileux et sableux et à travers la zone non saturée de la nappe alluviale de la Mitidja formée de sables et de graviers alternant avec des argiles. La dispersion hydrodynamique et les &actions geochimiques dans le sol et le sous-sol sont des processus importants d'atténuation des contaminants. Les eaux souferraines situées à proximité du site révèlent une contamination biologique et microbiologique tandis que les autres poiluants n'excèdent pas occupe une superficie de 6 ha. /es normes de potabilité des eaux.

1. INTRODUCTION

Ce travail présente une synthèse et une evaluation des caractéristiques hydrogeologiques et hydrochimiques du site de la decharge publique de la Chiffa (Blida). L'objectif principal est d'évaluer l'efficacité des mecanismes d'atténuation des contaminants quand les eaux de lixiviation s'infiltrent dans le sol et dans la zune non caturéa.

Ce lixiviat peut dans certaines circonstances contaminer sérieusement des nappes utilisées pour l'ailmentation en eau potable et les mesures de restauration sont coûteuses.

Dans cette etude on a analysé les facteurs pedologique, hydrogéologique et la composition chimique des eaux de lixiviation, des eaux souterraines et superficielles.

Les résultats permettront de définir les conditions necessaires au Choix ded citad Aut udécharaemoun

les déchets urbains et industriels banals (pouvant être mis dans les décharges avec les résidus urbains).

2. DESCRIPTION DU SITE

La decharge publique de la Chiffa était une decharge sauvage en 1985, elle ne devient officiellement contrôlée qu'en Mars 1987. Des l'ouverture de la station de compostage de Beni-Mered en 1989, la decharge de la Chiffa redevient de nouveau sauvage.

La decharge est implantée sur l'ancien lit de l'oued Chiffa, elle

A 5m à l'ouest des déchets, coule l'oued Chiffa. La denivellation entre l'oued et la base du site de la decharge est de 2 m et les déchets sont empilés sur une epaisseur moyenne de 2 m; ce qui correspond à une surélévation maximale ae 4 m. Ladrebrane est située sur un sol d'apport alluvial et de nature limono-argileux et sableux, son epaisseur atteint par endroit 180 cm (1)

L'ensemble repose sur une nappe libre de formation alluviale et sur une nappe captive de l'Astien (figure 1).

2.1. Hydrogéologie

Les données climatologiques de la station météorologique de la La Chiffa indiquent une precipitation movenne annuelle de 648 mm (1972-I 992).

Pendant la saison des pluies on observe autour de la zone de dechets la formation de mares d'eaux contaminees, d'une surproduction de lixiviat due d une infiltration massive des eaux dans les dechets.

La nappe alluviale d'une epaisseur variant de 100 a 150 m forméel essentiellement de graviers et de sables alternant avec des, argiles. du Soltano-Tensifien, repose sur des marnes jaunes semiperméables du Villafranchien! (Voir coupe géologique ci-contre).

Cette nappe libre est caractérisée par une perméabilité verticale inférieure à la perméabilité horizontale. par consequent la direction préférentielle de l'ecoulement de l'eau . souterraine est horizontale, Les lignes equipotentielles (figure 2) indiquent un écoulement vers le nord.

Le aradient hydraulique moyen est de 0,20, la transmissivité est égale à 4 10⁻² m2/s, le coefficient d'emmagasinement varie de 3 à 15 1 0° et la perméabilité est égale à 10⁻¹

En utilisant l'équation de Darcy, la vitesse linéaire movenne dans la direction d'ecoulement est estiméel entre 1,26 Km/an et 2,52 Km/an.

Dans cette etude on s'interesse seulement à l'aquifere de surface puisqu'il reçoit les eaux de lixivia-l tion. L'analyse de l'eau de l'acquifère inferieur ; la nappe captive de l'Astien, n'a pas montre de contamination par le lixiviat.

2.2. Caractérisation des déchets urbains

caractérisation des dechets solides urbains de la ville de Blida (5) montre une predominance de la matière organique (80 %), papier et carton (7,5 %), plastique (3,1 %) I metaux (4.9 %), textile (2.2%), verres (0,6 %), cuirs (0,6 %), bois nares (0,4 %) et pierre (0,3 %). résultat

> La composition physico-chi-mique des dechets indique une teneur en humidite élevée égale à 62 % qui



L'échantillonnage des eaux de lixiviation, souterraines et superficielles à été effectué pendant la periode des hautes eaux (Mars. Avril et Mai).

Les echantillons du sol ont été préleves à une profondeur de 50 et de 100 cm dans la site.

L'analyse de l'eau a été réalisée dans les laboratoires de l'ANRH (Alger et Blida) et de l'institut de chimie industrielle de Blida, sur 27

> parametres : le pH la conductivité, les ions maieurs. les metaux lourds. l'azote, les demandes chimique et biologique en oxygène (DCO et DBO5), la matière organique et minérale et quelques analyses bactériologiques. La température, le pH et la con-ductivite ont été mesurés sur les lieux de prélevement.

> Des agents de conservation ont étél ajoutees à certains echantillons directement sur le terrain. Les échantillons ont été maintenus à une temperature inferieure à 5°C.

contribue ainsi avec les eaux de 3.2. Composition chimique pluies à la formation des eaux de lixiviation.

3. Composition chimique des eaux

3.1. Echantillonnage

L'analyse a porté sur les eaux de lixiviation prélevées en divers points du site de la décharge, sur les eaux souterraines dans les puits situés a' proximite de la décharge et sur les eaux superficielles prélevées dans l'oued Chiffa et l'affluent de l'oued Sidi-El-Kebir.

des eaux de lixiviation

La contamination par le iixiviat est d'abord mise en evidence par la couleur brunâtre et la mauvaise odeur de l'eau faisant resurgence prés de l'oued Chiffa et au pourtour du site de la décharge.

Les analyses chimiques révèlent un pH alcalin variant de 7,9 à 8.8 et une conductivité comprise entre 4530 et 12750 us/cm.

Les teneurs en Na+l K+ sont très élevées, elles varient respectivement entre 560 et 2060 mg/l et entre 300 et 950 mg/l.

Le fer total et le manganese sont aussi des contaminants majeurs aved des concentrations maximales respectives de 363 mg/l et $10,7 \, \text{mg/l}$

Une contamination par les metaux lourds est présente dans le lixia-

viat avec des teneurs pouvant atteindre 0,6 mg/l pour le plomb, 0,12 mg/l pour le chrome et 0,05 mg/l pour le cadmium.

Les demandes chimique et biochimique en oxygene (DCO et DB05) ont des valeurs élevées dans le lixiviat, soit respectivement 15500 mg/let 54 mg/I. Ces valeurs reflètent bien la quantité importante de matière organique contenue dans les déchets solides. Elles donnent une indication. globale de l'importance de la contamination organique sans préciser la nature des composes. Ces caracteristiques physiques et chimiques correspondent à un lixiviat intermediaire.

Les principales reactions d'atténuation sont des processus phy- et Mn2+l DE 99.8 % observee dans siques (filtration, retention capillaire), biochimique (biodégradation) et chimique (precipitation et coprecipitation, échanges ioniques

La diminution des teneurs en Fe2+ les eaux est attribuable en partie a la precipitation d'hydroxydes de fer et de manganese: en effet, la variation de la temperature ou du ---. Ph entraine la précipita-

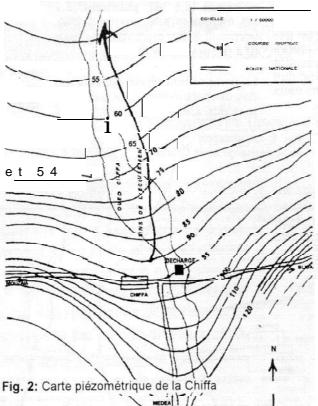
tion de certains composés dans lesquels peu-vent se trouver piégés des métaux. C'est le cas du Cu, Pb, Zn, qui peuvent coprécipiter avec les hydroxydes de Fe et de Mn. (3).

L'attenuation des metaux lourds a 100 % pour lel Pb et le Cr, 80 % pour le Cu, 75 % pour le Zn et à 60 % pour le Cd, serait aussi attribuable en bonne partie aux phéno-mènes de retention capillaire et d'absorption.

bés

es metaux sont adsor-

préférentiellement Z n , Cu,, Pb, Hg et Cr tandis les hydroxydes aue d'aluminium préfèrent Cu, et le Cr et que les argiles fixent le Zn, Cu, Pb, et Hg.



4. Migration et atténuation des polluants

Les eaux de lixiviation produites dans le site de la décharge migrent a travers le sol limono- Les argileux et sableux pour atteindre miquel reportés dans le tableau la nappe alluviale, constituée de sable et de graviers alternant avec des argiles.

La vitesse d'écoulement n'est pas le seul mecanisme de migration des polluants dans un milieu perméable. Il existe d'autres processus physiques tels que la convection et la dispersion transversale et longitudinale.

Parallelement à ces processus hydrodynamique d'autre mécanismes lies a la nature du polluant et au milieu soomt determinant pour évaluer l'attenuation des contaminants (4).

et absorption).

Les echanges ioniques a la sur-l face des mineraux argileux sont un mécanisme important d'atténuation pour les cations majeurs. résultats de l'analyse chimontre une diminution significative de la concentration du Na+ et K+ dans les eaux souterraines. Elle est de l'ordre de 95.6 % pour Na+ et 99,9 % pour K+1

La présence d'une teneur de NO-3 de 40mg/I observee dans le puits P3 montre qu'effectivement ce polluant est mobile, il est entraine vers la nappe notamment en période des hautes eaux et il n'est dond pas influence par les processus geochimiques actifs dans le sol ou alors il provient d'une source ponctuelle de pollution (effluent ou engrais).

La presence d'une concentration élevée de metaux lourds dans le sol indique un pouvoir epuration due a sa nature limono-argileux et sableux (32 % de limons fins).

Les composes organiques du lixiviat, mesurés en terme de DCO et de DB05 subissent une forte attenuation dans les eaux souterraines, leur diminution atteint 99,7 % pour la DCO.

L'activité microbiologique serait un des principaux mecanismes de degradation des organismes. (2).

Dans le eaux souterraines on observe une pollution microbiologique importante, 17000 coliformes totaux et 467 coliformes fecaux par 100 ml, alors que dans

Paramètres (mg/l)	Eniพ de lixiviation	Eaux superficielles	Eaux souterraines	Normes de potabilité des eaux (OMS)		
(1119/1)	" *	Superiloidios	Coulonamos	doo daan (OMO)		
ph	7,94 - 8,8	7,88 - გაგ6^	7,2u - 762	7 8,5		
Cond (u S/Cm)	4530 - 12750	600 - 1020	950 123060	1200		
0 ² dissout		230 - 8,20	5,50 - 8,00	> 5		
DCO	775 - 45500	15-125	5 - 30	₫ 10		
DBO Mat. Organique	I0- 54 108 -130	2.40 - 24.25 7,70 - 30,0	0,80 - 2,50 589 -775	< 5 2		
Mat. Minérale	2809 - 7905	372 - 632	263.82 -			
HCO -3		477,02	27'9.38	200 - 600		
CI-		25 - 70	40 - 70	I 0- 45		
NO3		o- 12	5 - 40	200-400		
S04 -		85 - 103	20 - 240	75 - 200		
Ca ² +	H- 5-	88,98 - 122,64	145,90 -	30 - 150		
Mg ² +		83,63 - 109,52	264,53	20 - 100		
/ NA+	562,5 - 2060	30 - 60	99,20 -	I 0- 12		
K+	300 - 950	o- 12	193,03	0,10 - 1,00		
Fe ² +	5,3 - 363	1,02	45 - 60	0,05 - 1,50		
Cu ² +	0,03 - 0.05	0,02	0 - 1	5 - 15		
Zn ² +	16 - 0,80	0,14	0,00 - 1,34	0,05 - 0,50		
Mn ² +	0,50 - 10,70	0,4	0,01	0,05		
Pb ² +	0,20 - 0,60	0	0,00 - 0,02	0,01		
Cd ² +	0,02 - 0,05	0,01	0,00 - 0,03			
Cr ² +	0,06 - 0,12	0,01	0			
Hg ² +		- I F	0,00 - 0,02			
M.e.s.	246 - 1124	196	0	菱		
M.v.s.	142 - 776	88	-	0		
Coll tot. // 100 ml	i nd.					
Coll Féc. / 1 0 0	ind.		1000 - 17000	0		

les lixiviats la quantité de ces organismes est indénombrable Les facteurs intervenant dans la réduction de leur activité (leurs temps de survie) sont principalement la temperature et le Ph. De même le transfert de ces micro-organismes dans le sol peut être limit6 par le processus d'une part de filtration, d'autre part par l'absorption. Le processus de filtration ne sera effi-l cace que si la taille des pores du La présence d'eaux usées dans in soil. Conservation and recycling, 5 (1982) 55-68. milieu poreux est comparable à celle des micro-organismes, dans une roche constituée de sables et de graviers il est inefficace.

L'absorption de ces organismes est importante sur des matériaux argileux que sur les sables. Les caractéristiques du sol et de la zone non saturéel du site ont favorisé partiellement la reduction de ces polluants.

La conductivité des eaux de lixiviation est 10 fois supérieure à celle des eaux souterraines qui atteint une valeur de 1250 u S/cm, elle correspond à une minéralisation élevée. Ceoendant ce paramètre n'est pas sensible à la pollution organique, il ne peut pas être utilisé seul pour identifier une contamination provenant d'une décharge.

Le pH est difficilement utilisable comme indicateur de pollution puisqu'il n'existe pas de relation entre le pH et les contaminants.

l'affluent de l'oued Chiffa ne permet pas d'établir une relation des eaux superficielles avec les lixiviats.

5. Conclusion

L'analyse chimique des eaux souterraines située à proximité du site de la décharge de la Chiffa montre une pollution biologique et micro-l biologique importante. La DCOI at-l teint 30 mg/l et les coliformes totaux et fécaux excédent les normes de potabilité recommandées par l'OMS. La conductivité

possède une valeur élevée de 1250 u S/cm, Aussi la conductivité électrique et un paramètre représentant la contamination organique peuvent suffir pour caractériser une pollution dans le cadre d'un programme de surveillance d'un site.

L'atténuation des autres polluants révèle l'efficacité du processus d'épuration du sol et de la zone non saturée. Les matériaux fins à faible perméabilité sont les plus appropriés, tels que les limons fins et les argiles contenus dans le sol et le sous-sol. La dispersion est considérée comme un processus important de migration des polluants.

Le choix d'un site de décharge n'est pas suffisant s'il est basé seulement sur des critères de vitesse, de durée de cheminement des eaux polluées, il devrait découler d'une évaluation critique des conditions particulières à chaque site.■

> F. NEZZAL. M. BENZAGOUTA.

BIBLIOGRAPHIE

- 1. AGROCONPLECT-ENERGOPROECT: Schéma général de l'aménagement hydraulique de la Mitidja, 1978.
- 2. Farquhar G J, Sykes JR Control of leachate organics
- 3. Local J. Droin R. Performances des lieux d'enfouissement sanitaires de Laterrière et de Ste Sophie, Québee, Canada, revue des sciences de l'eau, 2(1989) 109-138.
- 4. Nicholson R V, Cherry J A, Reardon E J, Migration of contaminantal in groundwater at landfill. A Case study Hydrogeochemistry, j. hydrol, 63 (1-2) (1983) : 131-176.
- 5. Rehi R, Caractérisation des déchets solides de quelques villes algeriennes et perspectives de leurs traiternent, T.S.M. (1989): 93-198.