



L'ETUDE DE L'IMPACT DES LIXIVIATS DE L'ANCIENNE DECHARGE PUBLIQUE DE LA VILLE D'Oujda (MAROC ORIENTAL) SUR LA QUALITE PHYSICOCHIMIQUE DES EAUX SOUTERRAINES ET SUPERFICIELLES

EL KHARMOUZ M.¹, SBAA M.¹, CHAFI A.¹, SAADI S.¹

¹Laboratoire d'Hydrobiologie et Ecologie Générale et Centre de l'Oriental des Sciences
et Technologies de l'Eau, Université Mohamed Premier,
BP 524, CP 60000, Oujda, Maroc

m.elkharmouz@gmail.com

RESUME

Pour mettre en évidence l'impact des lixiviats issues de l'ancienne décharge publique de la ville d'Oujda sur les eaux souterraines et superficielles, des campagnes de prélèvements de lixiviats, d'eaux souterraines et superficielles ont été effectuées mensuellement durant l'année 2004, une année avant sa réhabilitation. Sept prélèvements de lixiviats ont été échantillonnés à l'intérieur de la décharge, trois prélèvements d'eau souterraine et deux prélèvements d'eau superficielle ont été effectués, respectivement au niveau de trois puits et d'un barrage caulinaire situé en aval de la décharge.

Les analyses des lixiviats prélevés de la décharge a révélé des fortes teneurs en matière organique biodégradable (DBO5 max = 13520 mg/l) et en matière minérale (conductivité : max = 170 ms/cm). L'analyse des eaux souterraines et superficielles a révélé que les teneurs en NO₃⁻ présente une concentration moyenne inférieure à 50 mg/l avec des variations temporelles d'une amplitude remarquable (Norme suggérée par l'OMS). La teneur moyenne en chlorure dépasse 783 mg/l dans les eaux du barrage collinaire et reste inférieur à 400 mg/l dans les eaux souterraines (Norme suggéré par l'OMS est 600 mg/l pour les eaux douces). Quant aux ions phosphates, les concentrations trouvées sont très faibles, elles sont en concordance avec les valeurs trouvées dans le lixiviat brut. Concernant les métaux lourds, on note l'absence totale du Cu et du Pb. Les teneurs en Fer, Zn et Ni dépassent largement les valeurs standards françaises fixées pour les eaux souterraines, tandis que les teneurs en Cd se trouvent en dessous de cette norme.

Mots clés : Décharge, Lixiviats, Eaux souterraines, Eaux superficielles, Métaux lourds.

ABSTRACT

To evaluate the impact of the leachate resulting from this landfill on groundwater and surface water quality, samples of leachate, groundwater and surface water were taken monthly during the year 2004 (seven samples of leachate inside the landfill) (three groundwater samples and 2 surface water samples were taken, respectively, of three wells located near the landfill and of a storage dam located on a temporary river circumventing the landfill).

The analyses of the sampled leachate revealed strong content of biodegradable organic matter (DBO5 max = 13520 mg/l) and of mineral matter (conductivity: max = 170 ms/cm). The analysis of groundwater and surface revealed that NO₃ presents an average concentration lower than 50 mg/l with temporal variations of a great amplitude (Standard suggested by WHO). The concentration of chloride exceeds 783 mg/l in water of the storage dam and remains lower than 400 mg/l in groundwater (Standard suggested by WHO is 600 mg/l for fresh waters). The concentrations of phosphates are very low; they are in agreement with the values found in the leachate. Concerning heavy metals, we note a total absence of Cu and Pb. The concentrations of Iron, Zn and Ni largely exceed the French values standards fixed for groundwater, while the Cd contents are in lower part of this standard.

Keywords: Landfill, Leachate, groundwater, surface water, heavy metals

INTRODUCTION

Au Maroc, la production des déchets solides est en augmentation constante, suite à la croissance démographique et à l'intensification de l'activité économique (Bennani, 1984; Naifar, 1996; Amhoud, 1997). Selon ses auteurs, cette production est estimée à 4,5 millions de tonnes par an d'ordures ménagères et de 800000 tonnes par an de déchets industriels. Le taux de production des déchets est variable selon les régions et elle peut varier de 0,6 à 0,7 kg/habitant/jour (Kawni et Darley, 1995; Makhokh, 1996; Tazi, 2001).

Le traitement d'ordures ménagères, notamment, reste très peu développé en dehors de la mise en décharge sauvage, quasi-généralisée par les communes marocaines. Cette méthode ne peut plus perdurer au regard des importants dommages qu'elle engendre sur l'environnement (pollution des eaux souterraines et superficielles, pollution des sols, impact sur la santé humaine, émission des Gaz à effet de serre) (EL fadhel et al., 1997).

A l'intérieur des décharges sauvages, les déchets déversés ne sont que rarement totalement inertes et de nombreuses réactions physico-chimiques et biologiques interviennent à la fois entre le déchet et le milieu dans lequel il se trouve (roche, sol, nappes, eaux de percolation), mais également au sein même des déchets d'origines diverses. L'évolution des déchets en décharge et leurs interactions avec le milieu extérieur conduisent à la dispersion de flux polluants, essentiellement à travers l'émergence du lixiviat qui résulte de la mise en solution par voies physico-chimiques et biologiques des éléments polluants dans les eaux de percolation. Cette eau se charge de substances organiques et minérales et donnent naissance aux lixiviats (Thonarth et al., 1997). L'infiltration de ces polluants vers les nappes ou leur écoulement vers le ruisseau peut conduire à une dégradation insidieuse des eaux souterraines et superficielles. En effet, la pollution des eaux de surface par les lixiviats pourra avoir lieu par débordement et écoulement des liquides dans le réseau hydrographique, soit brutalement, soit progressivement, alors que la pollution des eaux souterraines est le résultat d'infiltration et de la diffusion des lixiviats en sous sol perméable ou fissuré. Les mécanismes de dissolution et de précipitations chimique qui s'opèrent lors de l'infiltration sont étroitement liés aux conditions physico-chimiques, biologiques et hydrodynamiques des compartiments du système aquifère traversé par les lixiviats (le sol, la zone non saturé et la zone saturée de l'aquifère), ces derniers réglant l'atténuation, le délai de transfert, le niveau de propagation et la rétention définitive du produit polluant (Khattabi, 2001). Le risque de pollution des eaux souterraines par le lixiviat de décharge a fait l'objet de plusieurs études. Ainsi, depuis 1960, certains auteurs (Waterton et al., 1969 ; Matter et al., 1979) ont montré dans leurs travaux que la pollution de la nappe par la décharge est quasiment indétectable, d'autres (Ragle et al., 1995 ; Howardken et al., 1996) ont montré la présence d'un réel danger sur de nombreuses décharges étudiées aux pays de Galles et au Canada.

Au niveau du Maroc Oriental, les habitants de la ville d'Oujda produisent en moyenne, 304 tonnes par jour de déchets, soit 0,6 kg/habitant et par jour. Ces déchets ménagers mélangés aux déchets industriels et hospitaliers sont mis en décharge à ciel ouvert au niveau de la commune urbaine de Sidi Yahya. Les lixiviats issus de la décharge, renfermant des polluants bactériologiques, organiques et minéraux, stagnent à l'intérieur de la décharge ou quitter la décharge sous conditions pluvieuses. Ils peuvent par la suite s'infiltrer à travers le sous sol et entraîner une dégradation insidieuse des eaux de la nappe phréatique.

L'objectif de ce travail est d'étudier l'impact des lixiviats issus de la décharge non contrôlée de la ville d'Oujda sur les eaux souterraines de la partie Nord de la nappe phréatique des Angad et les eaux d'un barrage collinaire situé sur un oued temporaire contournant la décharge. Dans ce cadre, nous avons utilisé certains éléments chimiques comme indicateur de pollution inorganique dans les eaux souterraines voisines de la décharge.

CARACTERISTIQUES DU SITE D'ETUDE

L'ancienne décharge d'Oujda est située dans la commune de Sidi Yahya, à environ 7 kilomètres au sud du centre ville et à seulement quelques kilomètres de la frontière algérienne (figure 1). Les fumées et les mauvaises odeurs issues de la mise à feu des déchets au niveau de cette décharge peuvent nuire à la santé de la population avoisinante (Sbaa et al., 2003). La surface totale recouverte par les déchets est de 41 ha. La décharge est en exploitation depuis 1990. Le site de la décharge est une cuvette à substratum géologique essentiellement calcaire avec un sol calcimagnésique peu profond avec une couche plus ou moins importante d'argile et de limons ; il est situé dans le méandre d'un oued temporaire. Le niveau de la nappe phréatique a été mesuré à 30 m sous la surface du sol (Sbaa, 2001). La topographie du site, résulte des masses de déchets déposés sur le site à partir de 1990 et jusqu'à 2006. Le climat est de type aride à semi aride avec des températures maximales allant de 30,5 à 33,5 °C, des températures minimales allant de 3,3 à 6,2°C et des précipitations avoisinants les 330 mm/an (Cadillon, 1993). L'évapotranspiration est de l'ordre de 1300 mm/an (Sbaï, 2003).

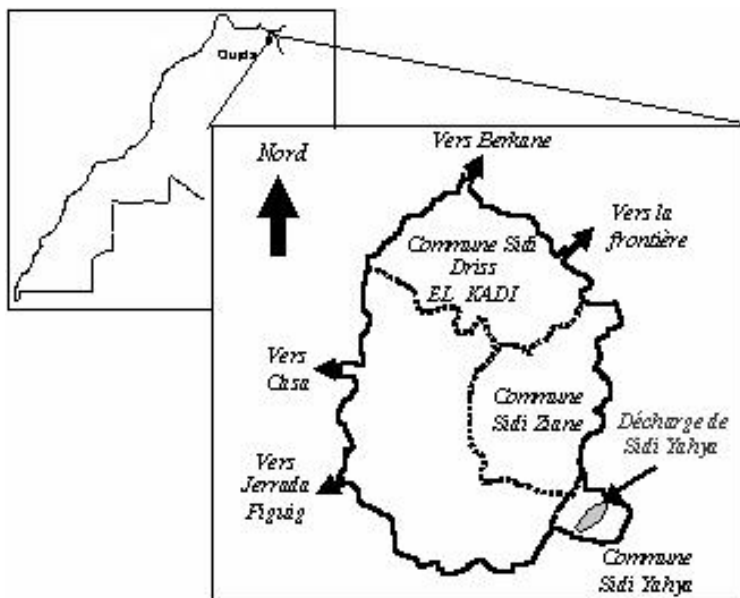


Figure 1 : Carte de localisation de la zone d'étude

MATERIEL ET METHODES

Choix des paramètres étudiés

Les points de prélèvements des eaux souterraines et superficielles ont été choisis selon leur disponibilité. En effet, seul deux puits, un sondage et un barrage collinaire se trouvent dans les environs de la décharge (en aval). L'étude physico-chimique nous a permis de suivre les variations mensuelles de certains paramètres indicateurs de la pollution (NO_3 , NO_2 , PO_4 , métaux lourds,.....) et de l'ion chlorure utilisé comme traceur conservatif (Appelo et al., 1993). Cet ion n'est pas affecté par les phénomènes d'adsorption ou d'échange d'ion et n'intervient pas dans les équilibres acido-basiques ou d'oxydoréduction. De plus, il n'est pas retenu par le complexe argilo-humique du sol (Reitzel, 1990). Il peut être utilisé comme indicateur de l'impact du lixiviats sur les eaux de la nappe. De même un suivi de la conductivité lié à la minéralisation totale des eaux a été réalisé.

Echantillonnage et analyses physico-chimiques

L'échantillonnage des lixiviats a été effectué mensuellement durant l'année 2004, au niveau des sept flaques éparpillées au niveau du site de la décharge (figure 2). Pour savoir si les lixiviats quittent la décharge ou non, des prélèvements d'eau effectués durant la même période à proximité de la décharge, dans une retenue d'eau (petit barrage collinaire). Celle-ci est installée sur le petit Oued s'écoulant juste à la périphérie de la décharge.

Les eaux souterraines ont été prélevées, durant la même période, au niveau des deux puits profond de 29 et 30 m et un sondage profond de 107 m, situés en aval de la décharge.

Pour éviter l'évolution des échantillons, le pH et La conductivité ont été déterminés directement sur le site selon les normes NF ISO 10390 et NF ISO 11265. Sur les échantillons qui ont été ensuite acheminés au laboratoire, L'azote ammoniacal a été déterminé par la méthode au bleu d'indophénol décrite par Rodier en 1984. La teneur en nitrites, nitrates et en ortho phosphates a été déterminé respectivement selon les normes Afnor NFT90-013, NFT90-012 et PRT90-023. Les matières en suspension ont été déterminées selon la méthode décrite par Rodier en 1984 ; la demande biologique en oxygène a été déterminée par un DBO-mètre. Les métaux lourds ont été dosés par spectrométrie d'absorption atomique type Varian.

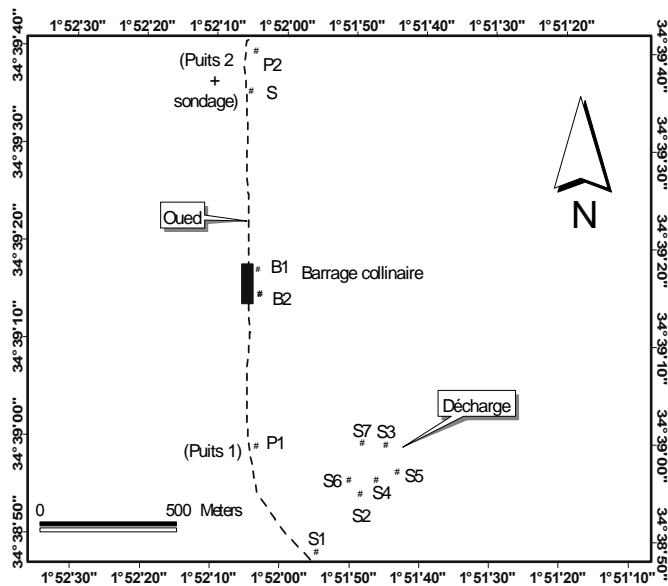


Figure 2 : Positionnement des points de prélèvements de lixiviats, des eaux souterraines et superficielles.

RÉSULTATS ET DISCUSSIONS

Étude piézométrique

L'examen de la forme et du gradient de la surface piézométrique de la nappe des Angad permet de distinguer nettement les deux domaines, Angad sud et Angad nord. Dans l'ensemble, la nappe coule du S et du SW vers la plaine de Maghnia, en Algérie.

Dans les Angad sud, au SW d'Oujda (où se localise la décharge non contrôlée d'Oujda) la profondeur de la nappe (Figure 3) varie entre 20 et 50 m. elle traduit avant tout la topographie de la coulée basaltique. Dans le secteur d'Oujda et au SE, la profondeur de l'eau dépasse rarement 20 ou 25 m. Dans les Angad nord, la profondeur de la nappe, très grande à l'Ouest (75 m) diminue progressivement vers le NE jusqu'à 15 m, sauf dans le secteur correspondant à la flexure du miocène.

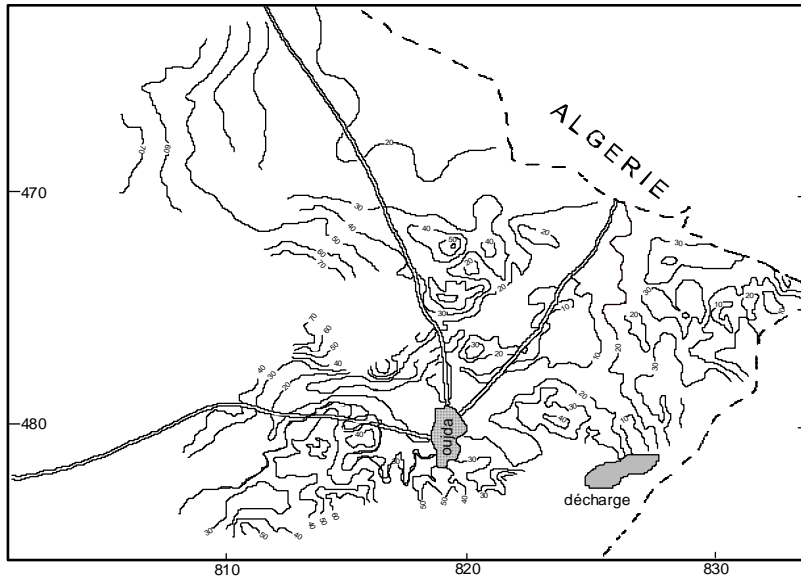


Figure 3 : Carte piézométrique de la nappe des Angad

Evaluation de l'impact des lixiviats sur les ressources en eaux

À l'intérieur de la décharge, en traversant les déchets, les eaux de pluie se chargent en germes pathogènes, en polluants organiques et minéraux (Ozane, 1990, Martens et al., 1995). En effet, le tableau 1 montre que les lixiviats provenant de la décharge sauvage d'Oujda sont hautement concentrés en chlorures ($14162,68 \pm 6014,45$ mg/l), en ions ammonium ($1638 \pm 582,29$ mg/l) et en matière organique biodégradable ($4560,56 \pm 1854,18$). On constate une amplitude des variations saisonnières très accentuées pour la plus part des paramètres étudiés. Ces variations des teneurs du lixiviat en différents éléments dépendent des taux de précipitations.

Evolution de la conductivité

Les valeurs de la conductivité électrique enregistrées au cours du suivi montrent des fluctuations très élevées, aussi bien pour les eaux souterraines que pour les eaux superficielles allant de 1,5 ms/cm à 4,82 ms/cm pour les eaux de puits (figure 4) et de 0,97ms/cm à 31,66 ms/cm pour les eaux du barrage collinaire (figure 5). Pour les eaux souterraines, les valeurs trouvées sont supérieures à celles trouvées par Khattabi (2001) dans les eaux de puits situées à proximité d'une décharge d'ordures ménagères en France (0,032 – 0,245 ms/cm). Elles sont inférieures à celles trouvées par Chofqi (2004) dans les eaux de puits situés à

proximité de la décharge publique d'Eljadida (1,51 – 8,4 ms/cm). Ceci est du, non seulement à la contamination des eaux par les lixiviats, mais aussi par l'utilisation excessive des engrais en agriculture dans la plaine du Gharb.

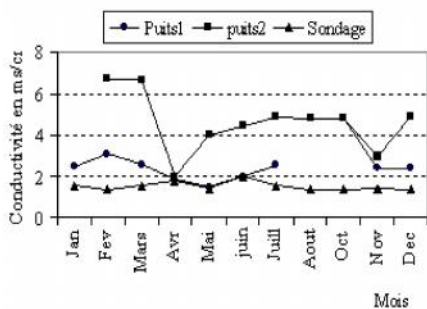


Figure 4 : Evolution mensuelle de la conductivité électrique au niveau des eaux souterraines

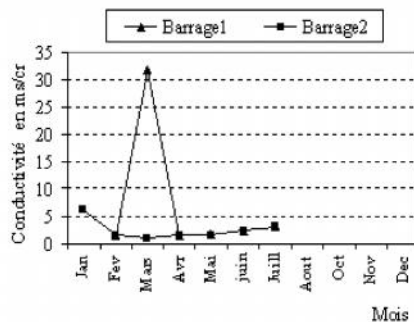


Figure 5 : Evolution mensuelle de la conductivité électrique au niveau des eaux superficielles.

Le pic de la conductivité électrique du lixiviat brut (figure 6) pendant la saison estivale n'a pas été répercuté, ni sur les eaux souterraines, ni sur les eaux superficielles, à cause de la forte évaporation des lixiviats. Durant toute l'année du suivi, les valeurs de la conductivité enregistrées dans les eaux du puits 2, situé en aval du barrage collinaire, sont plus élevés que celles enregistrées dans les eaux de puits 1, situé juste à proximité de la décharge et le sondage. En plus les valeurs de la conductivité les plus élevées ont été observées à l'entrée du barrage (31,66 ms/cm) pendant le mois Mars 2001 et au niveau des eaux de puits 2 (6,61 ms/cm) un mois plus tard. Ces valeurs nous laissent supposer que l'alimentation du puits 2 est faite en grande partie à partir du barrage collinaire. L'évolution de la conductivité électrique des eaux prélevées à l'entrée et à la sortie du barrage met en évidence une pollution majeure en Mars 2004, cette pollution coïncidant avec un maximum de précipitation qui a été enregistrée durant ce mois (150 mm pendant 3 jours) est due à l'infiltration provoqué par un ruissellement de surface provenant de la décharge. Finalement, on note une forte corrélation entre la conductivité et les éléments azotés et phosphatés et surtout avec l'ion ammonium ($r = 1$). Ce qui nous permis de conclure que la charge saline des eaux souterraines de la région étudiée est déterminée principalement par les nutriments (azote et phosphate) et non par les ions chlorures ($r = 0,59$).

L'étude de l'impact des lixiviats de l'ancienne décharge publique de la ville d'Oujda (Maroc oriental) sur la qualité physico-chimiques des eaux souterraines et superficielles

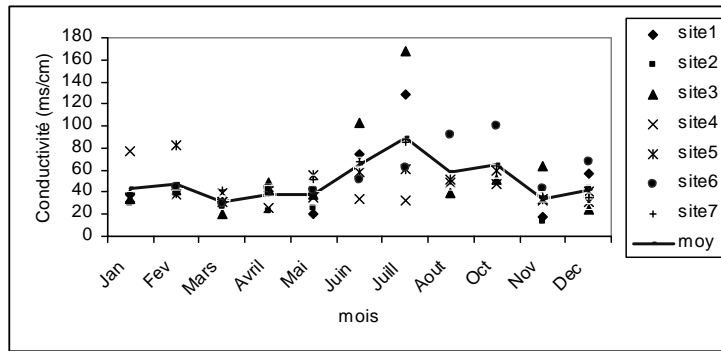


Figure 6 : Evolution temporelle de la conductivité des lixiviats de la décharge sauvage de la ville d'Oujda.

Evolution de la teneur en nitrates

Le suivi de la teneur en nitrates dans les eaux souterraines, montre de fortes concentrations dans les eaux provenant des puits mais qui restent dans l'ensemble inférieures à celles trouvées par Chofqi (2004) dans les eaux souterraines contaminées par les lixiviats de la décharge publique d'Eljadida. Les valeurs trouvées sont supérieures à celles rapportées par Sbaa (2001) (14,58 mg/l) dans les eaux des mêmes puits. Ceci peut être attribuer à la vitesse et la durée d'infiltration des lixiviats travers le sous sol. Les concentrations observées dépassent les normes fixées par l'OMS (50 mg/l) en période (Mars – Mai), en Octobre et en décembre (figure 7). Ces pics ne coïncident pas avec ceux observés dans le lixiviats brut (Mai – octobre) (Tableau I). Toutefois cette coïncidence est enregistrée avec un certain retard en période hivernale (Fev - Mars). Cela est du probablement à la faible vitesse d'infiltration des lixiviats dans le sous sol et au phénomène de dilution des lixiviats dans les eaux de la nappe lors de la contamination. Le pic de nitrate observé dans les lixiviats brut et qui est enregistré durant l'été (juin - octobre) n'a pas été répercuté sur les eaux souterraines à cause de la forte évaporation des lixiviats suite aux forte températures observées durant cette période (Tableau 1). Malgré son éloignement de la décharge, le puits 2 enregistre de fortes concentrations en nitrates que le puits 1 et ce durant la période allant de janvier à juillet, période coïncidant avec celle du remplissage de la retenue par l'eau de pluie. A partir du mois d'Août, les concentrations enregistrées dans les eaux de puits restent voisines, ce ci peut être expliquer par le fait que le puits 2 est alimenté en grande partie par les eaux du barrage. Il est par conséquent sensible à la pollution du barrage par les lixiviats provenant de la décharge pendant la période de crue. Quant au sondage, il enregistre des teneurs ne dépassant pas 15 mg/l avec une amplitude de variation relativement faible.

Concernant les eaux superficielles, la concentration des nitrates est plus élevée à l'entrée du barrage (Barrage 1) (Figure 8). Elle atteint son maximum en mois d'avril suite à la contamination par les lixiviats ruisselés de la décharge. L'évolution temporelle montre une augmentation de la teneur en nitrates à l'entrée du barrage durant la période hivernale suite à l'écoulement superficiel du lixiviats. A la sortie du barrage, la concentration en nitrates reste en augmentation avec le temps.

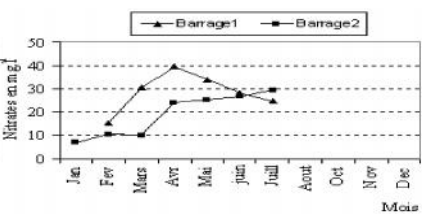
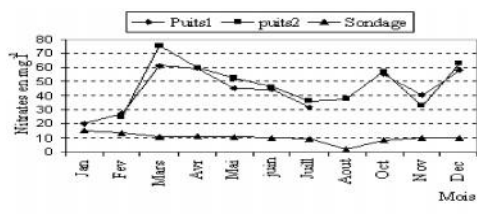


Figure 7 : Evolution mensuelle de la teneur en nitrates des eaux souterraines

Figure 8 : Evolution mensuelle de la teneur en nitrates des eaux superficielles

Tableau 1 : Evolution de la teneur des lixiviats bruts en quelques anions

| | T (°C) | NO ₃ ⁻ (mg/l) | Cl ⁻ (mg/l) | PO ₄ ⁻ (mg/l) | Cond (ms/cm) |
|------|-----------|--|---------------------------|--|-----------------|
| Jan | 10,54 | 74,79 | 15231 | 48,18 | 42,76 |
| Fev | 11,24 | 104,8 | 14209 | 55,33 | 46,77 |
| Mar | 16,78 | 81,29 | 5566 | 62,52 | 31,63 |
| Avr | 18,53 | 92,33 | 4091 | 60,49 | 37,89 |
| Mai | 21,24 | 101,02 | 17856 | 75,92 | 38,31 |
| Jui | 26,75 | 117,42 | 20530 | 88,34 | 64,87 |
| Jlil | 26,78 | 116,95 | 22027 | 101,68 | 89,43 |
| Aot | 24,13 | 101,43 | 22685 | 97,05 | 57,86 |
| Oct | 22,13 | 105,38 | 10123 | 57,07 | 64,48 |
| Nov | 15,51 | 90,5 | 10813 | 50,65 | 34,31 |
| Dec | 10,77 | 99,94 | 9683 | 77,96 | 42,57 |

Evolution de la teneur en chlorures

Le suivi mensuel de la teneur en chlorures dans les eaux souterraines montre des variations temporelles remarquables (Figure 9). Les valeurs enregistrées ne dépassent pas les limites supérieures admissibles (600 mg/l) fixées par l'OMS (OMS, 1984), sauf dans les eaux du puits 2 prélevées en mois de novembre (680 ms/cm). Elles dépassent largement les teneurs rencontrées dans les eaux souterraines (10 à 20 mg/l) (Bermond et Vuichard, 1973), mais restent inférieures presque 10 fois aux concentrations rapportées par Chofqi (2004)

L'étude de l'impact des lixiviats de l'ancienne décharge publique de la ville d'Oujda (Maroc oriental) sur la qualité physico-chimiques des eaux souterraines et superficielles

dans les eaux souterraines contaminées par les lixiviats d'une décharge d'ordures ménagers. Ceci est lié à une contamination par les lixiviats qui sont fortement chargés en chlorures ($14162,68 \pm 6014$). En effet, les déchets renferment des teneurs importantes en chlorures (Reitzel, 1990) et la dégradation de ces déchets produit des percolats très chargés en cet élément chimique (Ozanne, 1990).

Quant aux eaux superficielles, il apparaît que les eaux d'entrée du barrage sont souvent très chargés en chlorures suite à un apport quasi permanent par la décharge (Figure 10). Cependant l'évolution des chlorures met en évidence une pollution majeure durant la période hivernale due à l'infiltration provoquée par un ruissellement de surface provenant de la décharge en période de forte pluie.

L'absence d'une coïncidence des concentrations enregistrées dans les eaux de la nappe et celles enregistrées dans les lixiviats brut peut être expliquée par le phénomène de dilution par les eaux souterraines et à la forte évaporation des lixiviats. L'ion chlorure est un élément très mobile qui migre facilement vers les nappes sous-jacentes, il n'est pas affecté par les phénomènes d'adsorption ou d'échanges d'ions, il n'intervient pas dans les équilibres acido-basiques ou d'oxydoréduction et il n'est pas retenu par les complexes argilo-humiques du sol. C'est pourquoi, il est fréquemment utilisé comme traceur conservatif qui permet de mettre en évidence l'impact des lixiviats sur la qualité physico-chimique des nappes phréatiques (Appelo et Potsma, 1993; Khattabi et al., 2002).

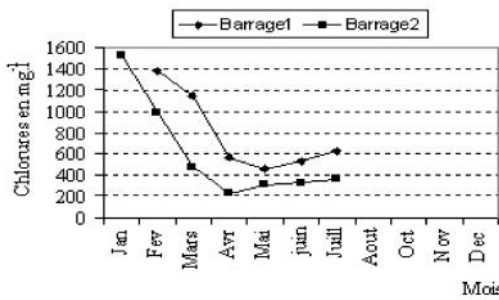


Figure 9 : Évolution mensuelle de la teneur en ions chlorures des eaux souterraines

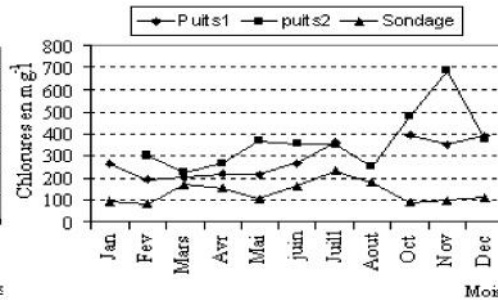


Figure 10 : Evolution mensuelle de la teneur en ions chlorures des eaux superficielles

Variation de la teneur en éléments traces

L'analyse des métaux lourds dans les eaux souterraines, durant les mois de juin, Août et Décembre 2004, a montré qu'il y a absence totale du Cu et du Pb (Tableau 2). Leurs concentrations moyennes dans le lixiviat brut étaient respectivement de 0,91 mg/l et de 0,18 mg/l. L'absence de ces deux espèces

métalliques dans les eaux souterraines est expliquée par leur adsorption par les constituants particuliers et organiques du lixiviat et du sous sol. En effet, Pitt et al. (1994) ont montré qu'à un pH proche de 7 (7+/- 1) (pH du lixiviat de la décharge), le cuivre, se réduit en Cu_2^+ , qui est la principale forme du cuivre complexée avec la matière organique. Musy et al. (1991) ont montré que le Pb présente une très forte affinité pour les matières en suspension jusqu'à 99% du Pb peut y être fixé. Les teneur en Fe, Zn et Ni dépassent les valeurs standards françaises fixées pour les eaux souterraines au niveau des deux puits (Martens, 1995), tandis que les teneurs en Cd se trouvent en dessous de cette norme. Quant aux eaux du sondage, elles enregistrent des valeurs faibles en Fe, Zn, Cd et Ni. La variation spatiotemporelle de ces teneurs est gouvernée par les conditions d'oxydo-réduction, notamment pour le fer et le Zn (Chauve et al., 1986; Nimmo et al., 1995). Il faut noter que la migration des métaux dans un milieu perméable est complexe sur le plan réactionnel (réactions physico-chimiques mises en jeu). (La force et al., 1998; Galabov, 1989; El Fedel et al., 1997 ; Gommy, 1997). De même, la présence des lentilles argileuses et des schistes peut constituer un facteur de rétention de ces éléments traces, ce qui peut se traduire par leur piégeage dans la partie superficielle. Certains polluants métalliques illustrent bien « un phénomène de chasse » du signal d'entrée, soit instantanément, soit avec un certain décalage. Ce dernier est variable car il dépend de l'intensité des pluies, la nature de l'élément chimique, de l'éloignement du point d'eau de la décharge et de la position de celui-ci par rapport au sens de l'écoulement de la nappe.

Tableau 2 : La concentration des eaux de puits et du sondage en métaux lourds

| | | puits 1 | puits 2 | sondage |
|----|---------|---------|---------|---------|
| Cu | Max | 0 | 0 | 0 |
| | Moyenne | 0 | 0 | 0 |
| | Min | 0 | 0 | 0 |
| Fe | Max | 0,91 | 0,19 | 0,08 |
| | Moyenne | 0,58 | 0,06 | 0,02 |
| | Min | 0 | 0 | 0 |
| Zn | Max | 0,9 | 0,42 | 0,17 |
| | Moyenne | 0,55 | 0,31 | 0,08 |
| | Min | 0 | 0,17 | 0 |
| Pb | Max | 0 | 0 | 0 |
| | Moyenne | 0 | 0 | 0 |
| | Min | 0 | 0 | 0 |
| Cd | Max | 0,01 | 0,02 | 0,01 |
| | Moyenne | 0,01 | 0,01 | 0,003 |
| | Min | 0,01 | 0,01 | 0 |
| Ni | Max | 0,13 | 0,14 | 0,1 |
| | Moyenne | 0,1 | 0,11 | 0,05 |
| | Min | 0 | 0 | 0,01 |

CONCLUSION

Le choix et l'utilisation des traceurs de contamination des eaux souterraines par les lixiviats générés par la décharge de sidi Yahya, nous ont permis de mettre en évidence une contamination minérale et métallique des eaux de la nappe et celle du barrage collinaire par les lixiviats. En effet, ce sont les eaux prélevées du puits 2 situé en aval de la décharge et du barrage et dans le sens d'écoulement de la nappe qui sont les plus vulnérables à la contamination minérale, alors que celles prélevées de puits 1 situé juste à proximité de la décharge ne sont pas contaminés par les métaux lourds. Des conductivités électriques (entre 1,5 et 4,82 ms/cm) très corrélées à des teneurs élevées en nitrites et nitrates sont plus élevées au niveau des eaux de puits 2. Ceci indique une forte contamination des eaux de puits par les lixiviats de deux façons : (i) directe par infiltration du lixiviat à travers le sous sol et (ii) indirect par ruissellement dans l'oued contournant la décharge et contamination des eaux du barrage. Cette contamination se répercute sur les eaux du puits 2.

La pollution des eaux souterraines par les nitrates a été observé pendant la période hivernale avec un certain décalage entre les concentrations maximales enregistrées dans l'eau de la nappe et les lixiviats brut, ce qui est du probablement aux phénomènes de dilution par les eaux de la nappe et au phénomène de l'évaporation. Quant aux ions chlorures, elles dépassent les normes fixées par l'OMS dans les eaux superficielles. Pour les eaux de puits les concentrations dépassent les teneurs rencontrées habituellement dans les eaux souterraines.

Les teneurs élevées en ions chlorures et en éléments métalliques qui dépassent largement les normes de potabilité, rendent les eaux souterraines et superficielles impropres à tout usage domestique, vu leur toxicité aigue liée à la présence des métaux lourds en concentrations anormalement élevées.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- AMHOUD S. (1997). Apport de la géologie et de l'hydrogéologie à l'étude de l'impact de la décharge d'oued d'Akrech sur les ressources en eaux. Thèse, université mohamed V, Rabat, Maroc, 204p.
- APPELO C. A. J., POTSMAN D. (1993). Geochemistry groundwater and pollution. A. A. Balkema, Rotherdam, 540p.
- BENNANI A. C. (1984). Le compostage : bilan et perspectives d'une action au niveau national, le cas du Maroc. Techniques, sciences et Méthodes -l'Eau 5, 285-290.
- BERMOND R. VUICHARD R. (1973). Paramètres de la qualité de l'eau. Ministère de la protection de la nature et de l'environnement. Paris. France, 179P.

- CADILLON M., REAVMAUX Y., BIZE J. (1993). Le traitement et valorisation des eaux usées d'Oujda. Rapport préliminaire du programme de coopération franco-marocaine. Collectivités locales.
- CHAUVE P., MANIA J., MIGNOT C., RECOULES A., REMY F., TRUCHE C. (1986). Paramètres physico-chimique, lithologiques et hydrologiques influençant l'évolution dans le temps des teneurs en fer et en manganèse, critique des résultats obtenus sur des champs expérimentaux de la plaine alluviale de la Saône (Franche comté). *Journal of hydrology*, 86, 367-390.
- CHOFQI A., YOUNSI A., LHADI E., MANIA J., HURDY J., VERON A. (2004). Environmental impact of urban landfill on a coastal aquifer (El Jadida, Morocco). *Journal of African Earth Sciences* 39, 509-516.
- EL-FADEL M., FINDIKAKIS A.N., KEKEI J.O. (1997). Modeling leachate generation and transport in solid waste landfills. *Environmental technology*, 18, 669-686.
- GALABOV M. (1989). La migration souterraine des polluants chimiques radioactif, cas particulier d'un milieu très peu perméable. *Hydrogeology*, n° 18, 45-49.
- GOMMY C. (1997). Optimisation d'un schéma de spéciation des métaux Pb, Zn, Cd et cu : Application à des sols pollués du Nord de la France. Thèse de doctorat de troisième cycle de l'université de technologie de Compiègne, 355p.
- HOWANDKEN W. F., EYLES N., LIVINGSTONE S. (1996). Municipal landfill practice and impact on groundwater resources in and around urban Toronto. Canada. *Hydrogeol. J.*, 4, n°1.64-69.
- KAWNI M., DARLEY J. (1995). Collecte et traitement des ordures ménagères au Maroc. Direction générale des collectivités locales. Ministère d'intérieur. Rapport inédit n°. R2864, 86p.
- KHATTABI H., ALEYA J., MANIA J. (2002). Changes in the quality of landfill leachates from recent and aged municipal solid waste. *Waste management and research*. ISSN 0734-242x.
- KHATTABI H., MANIA J., ALEYA L., BOUCHAOU L., MURDY J. S., GRISEY H. (2001). Apport de certains traceurs physico-chimiques à l'étude de la contamination des eaux souterraines par les lixiviats de décharges. *Environmental Technology*, Vol. 23.
- LA FORCE M.J., FENDORF S.E., LI G.C., SCHNEIDER G.M., ROSENZWEIG R.F. (1998). A laboratory evaluation of trace element mobility from flooding and nutrient loading of Cower d'Alene river sediments. *Journal of environmental quality*, 27, 318-328.
- MAKHOK M. (1996). Les déchets ménagers et impact sur les ressources en eau, commission des établissements humains, conseil national de l'environnement, p.32.
- MARTENS P., BICHELE B., WATEL M., WOLLAST A. (1995). Audit technique de caractérisation d'une ancienne décharge: composition d'un lixiviat particulier. *Techniques, sciences et méthodes l'Eau* n°6.

L'étude de l'impact des lixiviats de l'ancienne décharge publique de la ville d'Oujda (Maroc oriental) sur la qualité physico-chimiques des eaux souterraines et superficielles

- MATTER J. D., YOUNG C. P. (1979). Recherches actuelles sur la pollution des eaux souterraines par les décharges, *Bulletins du B.R.G.M., serie 2, Section III, n°3, 233-234.*
- MUSY A. SOUTTER M. (1991). *Physique du sol. Collection gérer l'environnement.* Lausanne, Presse polytechnique et universitaire. Romands, 337p.
- NAIFAR E. M. (1996). La situation actuelle de l'élimination des ordures ménagères de l'agglomération de rabat. Etude de l'impact des rejets liquides de la décharge d'Akrech sur l'environnement. Thèse, Université Mohamed V, rabat, Maroc, 80p.
- NIMMO D.R., WILLOX M.J., KARICHJ J.F., TESSARI J.D., CRAIG T.L., GASSER E.C. SELF R. (1995). Non availability of metal from an urban landfill in Virginia, *Chemical speciation and bioavailability*, 7, 65-72.
- OZANE F. (1990). Les lixiviats de décharge, le point des connaissances en 1990. *Techniques sciences et méthodes -l'Eau* 298-312.
- PITT R., CLARCK S. PARMER K. (1994). Potential groundwater contamination, Springfield (USA) : U.S. Environmental protection Agency, 187p.
- RAGLE N., KISSEL J., ONGERTH J.E., DEWALLE F.B. (1995). Composition and Variability of leachate from recent and aged areas within a municipal landfill, *Water Environ. Res.*, 67, n°1, 238-243.
- REITZEL A. (1990). The temporal characterisation of municipal solid waste leachate. Waterloo, Ontario, Masters of applied science, thèse, university of Waterloo. 144P.
- RODIER J. (1986). *L'analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires et eau de mer.* 7^{ème} édition, Dunod, Paris.
- SBAA M. (2001). Caractérisation physicochimique et modélisation de l'état de la pollution du milieu récepteur (sol, végétaux et ressources en eaux) par les eaux usées, les lixiviats et les déchets solides au niveau de la région de l'Oriental. Thèse de Doctorat. Université Mohamed Premier. 238p.
- TAZI H. (2001). Déchets solides : Etude d'impact sur l'environnement (sol, eaux souterraines) et traitement par voie de compostage, thèse, université d'Eljadida, Maroc, 214p.
- THONARTH, PH., STEYER, E., DRIOU, R. ET HILIGSMANN, S. (1997). La gestion biologique d'une décharge, *Tribune de l'eau* N° 590/591.
- WATERTON T. (1969). -The effect of tipped domestic refuse on groundwater quality. *Water treat. Exam.*, 18. 15-69.