



Cit this: JOWSET, 2018 (02), N°02, 367-375

Efficacité du Traitement par un Procédé d'Infiltration-Percolation des Lixiviats de la Décharge non Contrôlée de la Ville de Taza, Via l'Evaluation de la Phytotoxicité.

Mohamed Yassine Lakhloufi¹, Fatima Lamchouri^{1*}, Abdelouahab Zalaghi¹, Hanan Taybi¹, Hamid Toufik¹

^[1] Laboratoire Matériaux, Substances Naturelles, Environnement et Modélisation (LMSNEM), Faculté Polydisciplinaire de Taza, Université Sidi Mohamed Ben Abdellah de Fès, BP. 1223, Taza-Gare, Taza, Maroc.

*Corresponding Author: Prof. Fatima Lamchouri; Tel.: +212535211976/77; Fax: +212535211978; Emails:

fatima.lamchouri@usmba.ac.ma – fatima.lamchouri@gmail.com

In Morocco, the leachates present a real danger, since they are a threat to public health, and cause degradation of the quality of the environment and natural resources. This research aims to evaluate the efficiency of leachate treatment by an infiltration-percolation process through evaluation of phytotoxicity of filtrates from the treatment process.

Treatment with infiltration-percolation is based on a filtration of leachate on a fine granular medium. This process has reduced the pollution load of leachates, represented by discoloration, which varies from a filtrate to another depending on the type of adsorbent used.

The evaluation of phytotoxicity after treatment has shown an inhibition of germination for high concentrations 50% and 30% of the filtrates obtained by media: *Juniperus phoenicea* L. Sawdust, *Cedrus Atlantica* sawdust, *Arundo donax* L. roots sawdust, coal slag, clay soil, beach sand, River sand and also for multi-strata columns. This indicates the presence of toxic elements remaining after treatment. A decrease of phytotoxicity was observed for the filtrates media: *Juniperus phoenicea* L. Sawdust, *Cedrus Atlantica* sawdust, coal slag, clay soil, beach sand and River sand at concentrations 10 % and 5%.

Received: 02 June 2018

Accepted: 07 September 2018

Available online: 01 October 2018

Keywords:

Leachate,
Pollution,
Environment,
Infiltration-percolation,
Phytotoxicity,
Germination index.

Introduction :

Les activités humaines génèrent chaque année des quantités importantes de déchets de toutes natures et la production de ces résidus évolue d'une façon progressive aussi bien dans les pays industrialisés que dans les pays en voie de développement [1]. Au Maroc, le milieu urbain à lui seul contribue à une production de 5,3 millions de tonnes/an de déchets solides, soit l'équivalent de 0,76 kg par jour par habitant. Les chiffres officiels montrent également que

seulement 37% des déchets sont évacués vers les décharges contrôlées [2-3-4-5]. Parmi les nuisances qui résultent de cette mauvaise gestion : les lixiviats, qui constituent la partie liquide résultante de la percolation de l'eau à travers les déchets de celles-ci et une des contraintes majeures pour la gestion, vue leur composition riche en éléments toxiques [6-7-8-9-10-11]. Dans le cas où les lixiviats sont non recueillies, ou encore traitées d'une façon appropriée, cela va sûrement constituer un danger direct sur la santé humaine et animale et une source de contamination des milieux environnants

qu'il faut éviter par une identification des risques associés à la production des lixiviats et par la recherche de moyens pour l'élimination, sinon la diminution, de leur impact [6-12-13]. La décharge non contrôlée de la ville de Taza, exploitée par la commune urbaine de Taza, est située sur un terrain à prédominance marneuse peu perméable entraînant un ruissellement des lixiviats à l'Oued Lârbâa. Les travaux antérieurs réalisés sur les lixiviats issus de cette décharge ont montré d'une part, de fortes valeurs de DBO, MES, l'azote ammoniacal, des substances phénoliques et autres composés organiques, ainsi que quelque métaux [14]. D'autre part, les lixiviats ont un double impact sur les ressources en eau de la région : un impact direct du à l'écoulement des lixiviats qui entraînent une pollution des eaux de surface principalement sur l'oued Larbâa et un impact indirect résultant de la percolation des lixiviats à travers les fissures du sol, pour atteindre les eaux souterraines, ce qui peut aussi causer une pollution des barrages [15].

Etant donné que les nappes phréatiques sont les plus exploitées pour satisfaire les besoins en eaux de la population de la région de Taza, la pollution de celles-ci causera l'apparition de plusieurs risques sanitaires. La pollution concerne aussi les sols, qui jouent un rôle principal dans le processus de propagation des lixiviats, ce qui peut provoquer une diminution de leurs qualités et risque de les rendre inexploitable. En plus, la baisse de la qualité des sols peut induire une baisse des rendements des récoltes et leur qualité nutritive. En effet, lorsque la quantité des éléments toxiques dans le sol dépasse sa capacité de biodégradabilité, ceux-ci provoquent une contamination du sol, d'où la nécessité de traiter les lixiviats issus de la décharge non contrôlée de la ville de Taza. Le recours au traitement des lixiviats, permet non seulement d'éviter le déséquilibre de l'environnement, mais peut aussi fournir une source alternative d'eau, généralement pour l'irrigation, ce qui va garantir une valorisation des lixiviats et leur transformation de rejets néfastes pour l'Homme et l'environnement à une ressource exploitable [16].

Le traitement vise principalement deux objectifs : la dépollution des lixiviats avant leur évacuation dans le milieu naturel pour limiter le plus possible la pollution des réserves en eau (rivières, lacs et nappes souterraines...) et des sols et la valorisation des lixiviats pour les exploiter dans plusieurs domaines.

Les procédés de traitement des lixiviats, potentiellement applicables, dérivent pour la plupart du traitement des eaux usées, leur mise en œuvre obéit à des contraintes spécifiques, essentiellement liées aux procédés de traitement souvent coûteux, extensifs, et nécessitent dans plusieurs cas une main d'œuvre qualifiée. Dans le but de faire face aux problèmes sanitaires et environnementaux causés par les lixiviats, nous travaillons sur le développement de procédés

de traitement peu coûteux, efficace et appropriés au contexte local. A cet effet, et grâce aux adsorbants choisis comme supports de filtration dans ce procédé physique, le traitement par infiltration-percolation mis au point a évolué à un traitement physico-chimique [14] en discontinu de la charge polluante. Pour cela, neuf types d'adsorbants ont été testés: Sciures de bois (*Juniperus phoenicea* L (A) et *Cedrus atlantica* (B), Sciures des racines d'*Arundo donax* L (C), Mâchefers (D), sol argileux (E), sable de plage (F) et sable de l'oued (G). Le traitement par infiltration-percolation vise principalement éliminer partiellement, voir totalement, la charge polluante présente dans les lixiviats et permettre ainsi leurs dépollutions avant évacuation dans le milieu naturel pour limiter le plus possible la pollution des réserves en eau (rivières, lacs et nappes souterraines...) et des sols, et limiter ainsi leurs impacts sur l'environnement et la santé de la population locale et la valorisation des lixiviats pour les exploiter dans plusieurs domaines [14].

L'objectif de la présente étude est d'évaluer l'efficacité du traitement des lixiviats par infiltration-percolation, via une évaluation de la phytotoxicité des filtrats obtenus après traitement. En effet, l'évaluation de la phytotoxicité présente un outil efficace pour déterminer le degré de toxicité du lixiviat traité.

Méthodologie :

Site d'étude :

La décharge non contrôlée de la ville de Taza, dite décharge «Julien», est située à la périphérie de la ville, sur un terrain plat. Elle s'étend sur une superficie de 4 hectares. Le site de la décharge est à 1,2 Km du centre de la ville et au cœur de l'Oued Larbâa. La proximité de la décharge de l'oued Larbâa rend le risque de pollution par le lixiviat très élevé.

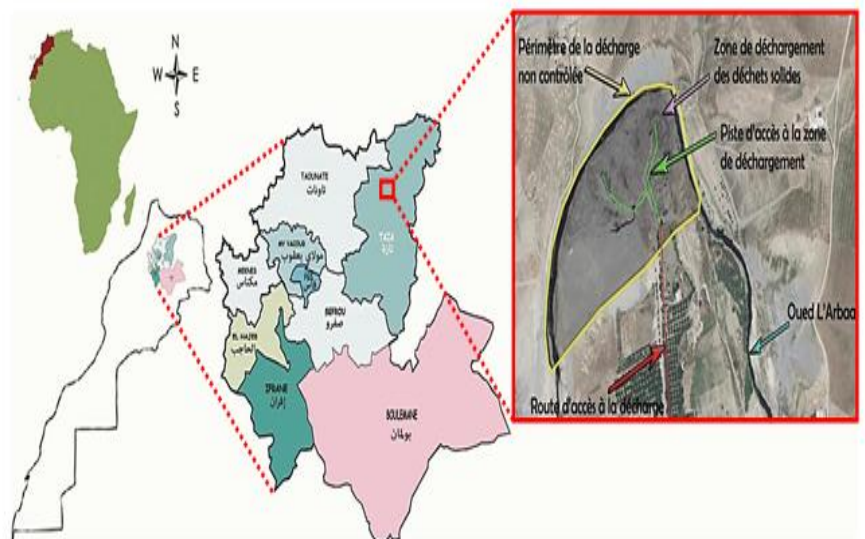


Fig. 1: Situation géographique de la décharge sauvage de la ville de Taza. Coordonnées degrés minutes décimales : 34°14.5035'N, 4°1.0145'O

Échantillonnage et Analyses :

Les prélèvements des échantillons des lixiviats ont été réalisés au niveau de la décharge non contrôlée de la ville de Taza durant les mois d'Avril, Mai et Juin 2016.

Tab 1: Calendrier des prélèvements réalisés.

Prélèvement	Date d'échantillonnage
Premier prélèvement	06/04/2016
Deuxième prélèvement	12/05/2016
Troisième prélèvement	06/06/2016

Le deuxième prélèvement n'a pas été effectué le 06/05/2016 à cause des conditions météorologiques. La journée a été pluvieuse.

Les échantillons du lixiviat ont été prélevés à partir de plusieurs flaques réparties au niveau de la décharge. Le lixiviat a été recueilli dans des bidons en polyéthylène de capacité 10L à l'aide d'un pichet en plastique, puis transporté directement au laboratoire, pour traitement et analyse.

L'échantillonnage des lixiviats a été réalisé dans de bonnes conditions climatiques, afin d'éviter tout changement dans la qualité des lixiviats sous l'influence des précipitations, ou tout autre facteur.



Fig. 2: Prélèvement des lixiviats au niveau de la décharge non contrôlée de Taza (Photo prise le 12/5/2016)

Traitement des lixiviats par infiltration-percolation :

Dans cette étude, nous avons utilisé un procédé de filtration testé au Laboratoire Matériaux, Substances Naturelles, Environnement & Modélisation (LMSNEM) de la Faculté Polydisciplinaire de Taza (FPT), Université Sidi Mohamed Ben Abdellah de Fès (USMBA) et utilisant neuf colonnes unies ou pluri-strates avec un ou plusieurs adsorbants naturels [14-16].

Les colonnes de filtrations utilisées dans cette étude sont en verre et afin d'éviter le colmatage lors de la filtration, une quantité de laine est insérée à la base de chaque colonne. Elles ont été préparées dans les mêmes conditions et suivant des normes standards :

Tab 2: Les paramètres du procédé d'infiltration percolation.

Paramètre	Normes utilisées pour l'étude
Volume des colonnes	1000 mL
Volume de l'adsorbant utilisé	400 mL
Granulométrie de l'adsorbant	Inférieure à 1 mm
Volume du lixiviat filtré	500 mL par colonne

Le temps nécessaire pour la filtration varie d'une colonne à l'autre, en fonction des caractéristiques de chaque adsorbant. La filtration ne dépasse pas une durée de 1 heure pour les supports : sciure de bois de *Juniperus phoenicea* L., sciure de bois de *Cedrus atlantica*, sciure de bois des racines d'*Arundo donax* L., sable de la plage et le sable d'Oued. Tandis que cette durée de filtration peut atteindre 5 heures pour les supports : mâchefers à charbon, sols argileux et les colonnes pluri-strates.

Les substrats employés dans le procédé de traitement sont les suivants :

- **Les sciures de bois de conifère utilisées** dans notre étude, sont de granulométrie $\leq 500 \mu\text{m}$ (figure 3, 4, 5), composées principalement de trachéides, ce sont ces cellules qui procurent la stabilité mécanique et qui contiennent la plus grande quantité de polymères, soit la lignine, la cellulose et l'hémicellulose.

Pour les trois type de sciures de bois ; la sciure de *Juniperus phoenicea* L., provenant de la région d'Essaouira (A), la sciure de bois de *Cedrus atlantica* provenant de la région d'Azrou (B) et la sciure de bois des racines d'*Arundo donax* L., provenant de la région de Taza (C). Les sciures de bois de *Juniperus phoenicea* L. et de *Cedrus atlantica* nécessitent un tamisage pour avoir la granulométrie requise (1mm), et pour celles d'*Arundo donax* L., les racines ont d'abord été coupées en petits morceaux, broyées puis ensuite tamisées.

- **Mâchefers à charbon** : ce sont les résidus solides de la combustion du charbon, ils sont accumulés au fond de la trémie de la chaudière. Leur composition varie selon le charbon dont elles sont issues et des paramètres de combustion.

Les éléments les plus gros qui composent notre échantillon de mâchefers ne dépassent pas 1cm de diamètre. L'étude granulométrique des mâchefers utilisés (Figure 6) montre que la répartition des différentes classes granulométriques est uniforme, cela est important pour la valorisation des mâchefers comme adsorbant, puisqu'elle leur confère de bonnes qualités géotechniques.

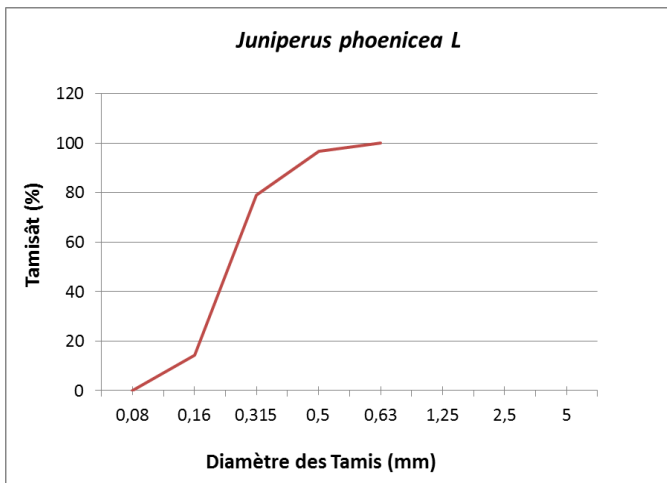


Fig. 3 : Courbe granulométrique de la sciure de bois de (*Juniperus phoenicea L.*) [14].

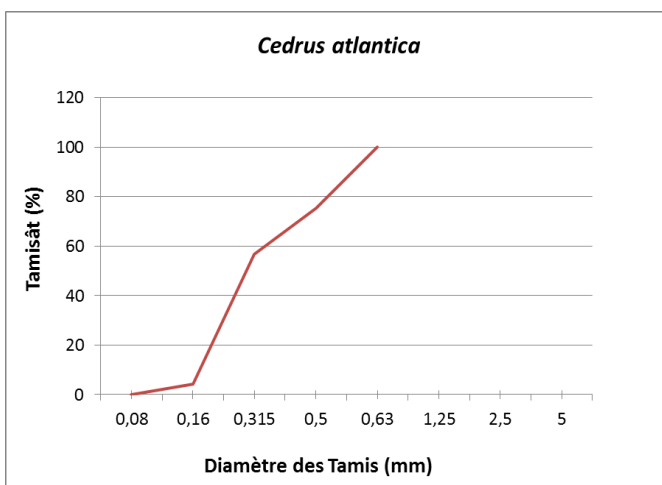


Fig. 4 : Courbe granulométrique de la sciure de bois de (*Cedrus atlantica*) [14].

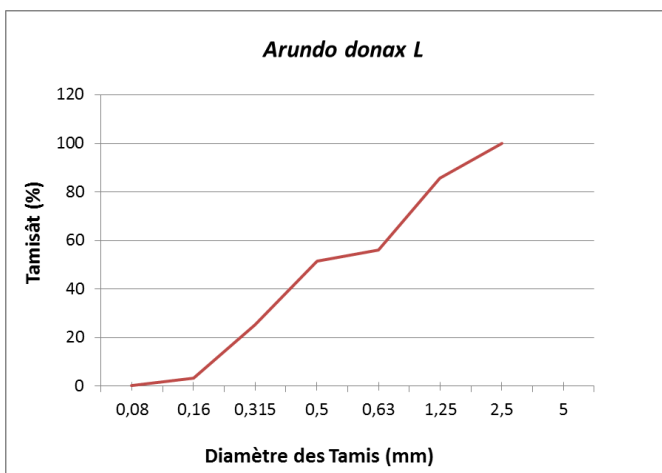


Fig. 5 : Courbe granulométrique de la sciure des racines de cannes (*Arundo donax L.*) [14].

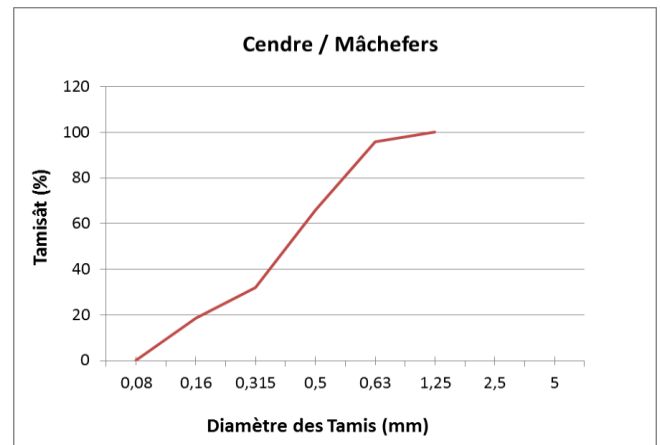


Fig. 6 : Courbe granulométrique des Mâchefers [14].

- **Sols argileux** : Les sols argileux de notre étude (E) proviennent du site CHAKA (6,5 Km de la ville de Taza). Les éléments les plus gros qui composent notre échantillon ne dépassent pas 3mm de diamètre. Les courbes granulométriques des sols argileux utilisés ont été établies par passage sur une tamiseuse (méthode normalisée NF P 18-560). La représentation graphique de l'analyse granulométrique est représentée dans la figure 7

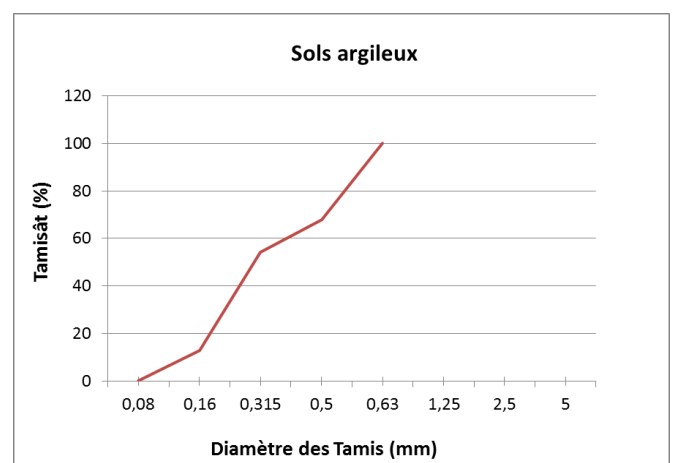


Fig. 7 : Courbe granulométrique des sols argileux [14].

- **Les sables** : Nous avons utilisé deux types de sables dans cette étude : sable de la plage Quemado de la ville d'El Hoceima (160 Km de Taza) (F) et le sable de l'Oued Cherâa (région de Berkane, 230 Km de Taza) (G).

À partir des courbes granulométriques ci-dessus (figure 8 et 9), nous pouvons conclure que la taille prépondérante du sable de rivière utilisé est supérieure à 500 μm , par suite il est qualifié de sable grossier. Par contre la taille prédominante du sable de la plage utilisé est inférieure à 500 μm , ce qui lui attribue la classe des sables fins. La faible granulométrie de ce dernier, facilitera la fixation de la matière organique à la surface du matériau adsorbant qui est généralement plus importante lorsque la granulométrie du matériau est faible. Dans nos essais de filtration de lixiviats, nous avons utilisé des fractions $\leq 500 \mu\text{m}$.

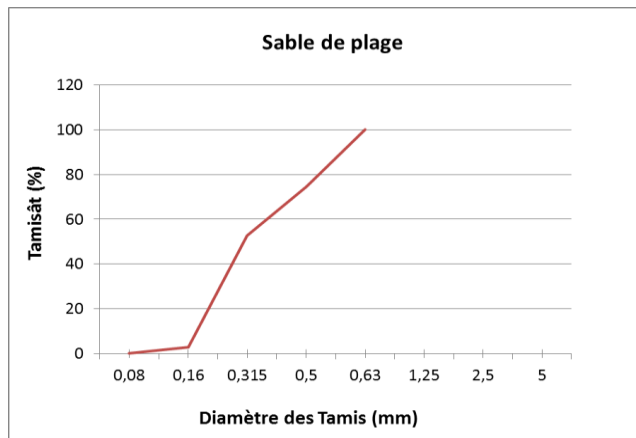


Fig. 8 : Courbe granulométrique du sable de la rivière [14].

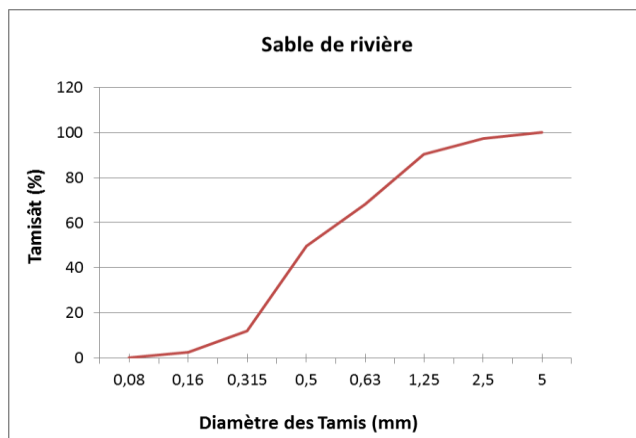


Fig. 9 : Courbe granulométrique du sable de la plage [14].

Evaluation de la phytotoxicité :

Le test de phytotoxicité (Phytotest) mesure la diminution ou l'absence de la germination des graines, ainsi que la croissance des racinelles au bout de quelques jours, suite à une exposition à des substances toxiques et pour notre étude, nous avons adopté le phytotest *Lepidium sativum*. Le cresson a été choisi pour cet essai biologique pour avoir une germination et croissance rapide, et aussi parce qu'il a une bonne réponse et sensibilité aux matières toxiques [17].

L'évaluation de la phytotoxicité a été menée en utilisant deux protocoles expérimentaux différents. Chaque protocole a été employé pour tester la phytotoxicité des filtrats bruts relatifs aux trois prélèvements, ainsi que des solutions préparées à partir des filtrats bruts dilués avec de l'eau distillée à des pourcentages bien déterminés. L'exécution des protocoles permet l'élaboration de l'indice de germination qui donne une idée sur la phytotoxicité de l'échantillon testé [18].






(A) : Sciure de bois de <i>Juniperus phoenicea</i> L., provenant de la région d'Essaouira - Maroc.	
(B) : Sciure de bois de <i>Cedrus atlantica</i> provenant de la région d'Azrou - Maroc.	
(C) : Sciure de bois des racines d' <i>Arundo donax</i> L., provenant de la région de Taza – Maroc	
(D) : Mâchefers à charbon	
(E) : Sols argileux :	<div>Avant broyage</div>  <div>Après broyage</div> 
(F) : Sable de la plage Quemado de la ville d'El Hoceima	
(G) : Sable de l'Oued Cherâa (région de Berkane)	

Fig. 10: Apparence des supports de filtrations utilisés pour le traitement des lixiviats de la décharge publique non contrôlée de la ville Taza - Maroc.

(Photos prises le 5/5/2016, au Laboratoire MSNEM - FPT - USMBA)

Les boîtes de pétri du phytotest contiennent les graines de *Lepidium sativum*, positionnées à une distance égale dans la partie médiane des boîtes sur un papier filtre imbibé avec la solution préparée.

La gamme de concentrations testée est constituée de : filtrat brut, 50% (50% du filtrat + 50% de l'eau distillée), 30% (30% du filtrat + 70% de l'eau distillée), 10% (10% du filtrat + 90% de l'eau distillée), 5% (5% du filtrat + 95% de l'eau distillée). Le test de phytotoxicité a été répété cinq fois pour chaque concentration.

Protocole 1 :

Ce protocole est basé sur le comptage des graines germées, et la mesure de la longueur de la racicelle [19-20] :

Cinq boîtes de Pétri ont été utilisées pour chaque échantillon, et chacune contenant du papier filtre, 8 graines de cresson et 1 mL de solution à tester et 1 mL d'eau distillée pour le témoin (T).

Pour maintenir l'humidité, toutes les boîtes de Pétri ont été enroulées avec un parafilm et incubées à l'ombre pendant 48 h à 28 ° C.

Le nombre des graines germées a été compté et la longueur de la radicelle a été mesurée. Les résultats sont exprimés sous la forme :

RSG = (Le nombre des graines germées dans l'extrait / Le nombre des graines germées dans le témoin) x 100.

RRG = (La longueur moyenne de la radicelle dans l'extrait / La longueur moyenne de la radicelle dans le témoin) x 100.

GI = (La germination relative de la graine x la croissance relative de la radicelle) / 100

Avec : RSG : La germination relative de la graine ; RRG : La croissance relative de la radicelle et GI : l'indice de germination.

Protocole 2 :

Dix graines de cresson ont été mises dans chaque boîte de pétri contenant du papier filtre, avec un volume de 5 mL de l'échantillon à tester et 5 mL d'eau distillée pour le témoin (T). Les boîtes ont été incubées à 25°C pendant 72 heures à l'obscurité. Nous avons réalisé 5 répétitions pour chaque échantillon.

Les graines germées sont comptées et la longueur de la radicelle de base est mesurée. L'indice de germination (GI) est calculé selon la formule [21]:

GI = (Le nombre des graines germées / le pourcentage de la germination) x (la longueur de la radicelle de base / la croissance des racines dans le témoin) X 100

Résultats et discussion:

Traitement par infiltration-percolation :

Les lixiviats traités par les substrats des colonnes (D), (E), (H) et (I), qui contiennent les argiles ou les mâchefers à charbon ou un mélange des deux, ont montré une décoloration élevée par rapport à l'ensemble des filtrats obtenus.

Le taux de décoloration des lixiviats traités, par rapport à l'échantillon brut (LB), est choisi comme paramètre déterminant de l'efficacité du traitement. Cette décoloration est un indice d'une réduction de la charge polluante qui existe dans le lixiviat [14].

Ce paramètre est lié à une élimination des polluants contenus dans les lixiviats, notamment les éléments métalliques à l'état de traces [22].



















	Avant traitement	Après traitement
Filtrat A		
Filtrat B		
Filtrat C		
Filtrat D		
Filtrat E		
Filtrat F		
Filtrat G		
Filtrat H		
Filtrat I		

Fig. 11: Résultats et apparences de l'ensemble des filtrats avant et après traitement (Photos prises le 10/5/2016, au Laboratoire LMSNEM)

La nature des adsorbants utilisés et leurs propriétés de rétention des molécules est un critère déterminant de l'efficacité du traitement : les argiles et les mâchefers contiennent la silice, qui est un important adsorbant avec une forte polarité électrique, qui contribue à une neutralisation des charges négatives présentes au sein des lixiviats [14].

L'argile possède une grande capacité d'adsorption, de ce fait elle est utilisée pour le traitement des effluents. Bouyakoub et ses collaborateurs ont réalisé un traitement des effluents de textile en utilisant l'argile, ce qui a permis d'améliorer la qualité du traitement et d'augmenter le taux d'abattement de la DCO [23].

L'utilisation du sable pour le traitement par filtration des eaux de consommation a montré son efficacité. L'étude réalisée par Disa-Disa et ses collaborateurs, a montré que la filtration lente sur sable, permet la diminution de la turbidité et l'abattement des coliformes [24].

Les résultats analytiques pour le procédé de traitement utilisé sont la décoloration des filtrats obtenus.

Evaluation de la phytotoxicité :

Les résultats ont montré une inhibition totale de la germination des graines, pour les filtrats bruts et les concentrations 50% et 30%, avec les deux protocoles. Cela peut être expliqué par la persistance de certains éléments toxiques dans les lixiviats après le traitement, ce qui a inhibé la germination des graines fortement sensibles à la toxicité.

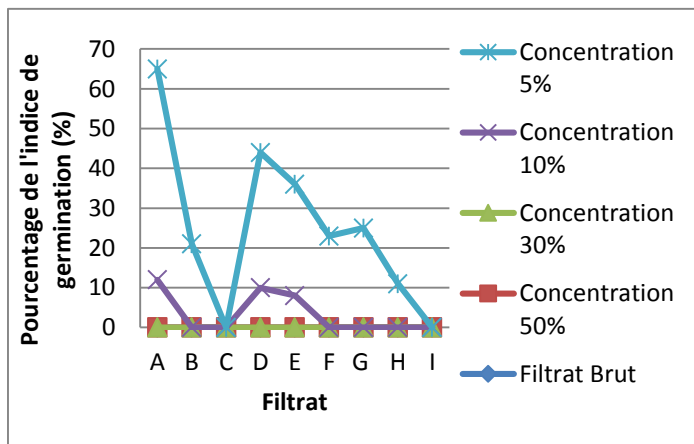


Fig. 12: Pourcentage de l'indice de germination pour les concentrations des filtrats obtenus après traitement.

Une étude réalisée par Paradelo et ses collaborateurs, sur la phytotoxicité du compost indique qu'il y a une corrélation étroite entre la composition chimique du compost et la phytotoxicité, et suggère que la germination du cresson peut être affectée par la présence de certains métaux (Zn) [25].

Pour la concentration 10% une faible germination a été observée pour les filtrats (A), (D) et (E). Tandis que l'indice de germination ne dépasse pas 12%, ce qui indique une phytotoxicité élevée. D'après Zucconi et ses collaborateurs, les valeurs de l'indice de germination (IG) inférieures à 50% signifient une phytotoxicité élevée, les valeurs entre 50% et 80% signifient une phytotoxicité modérée, tandis que les valeurs supérieures à 80% indiquent que l'échantillon testé ne présente pas de phytotoxicité [18].

Pour la concentration 5%, les filtrats (A), (B), (D), (E), (F), (G) et (H) ont montré une germination. Ci-dessous, un graphe qui montre la variation des valeurs de l'indice de germination obtenue en fonction des filtrats testés avec la concentration 5% :

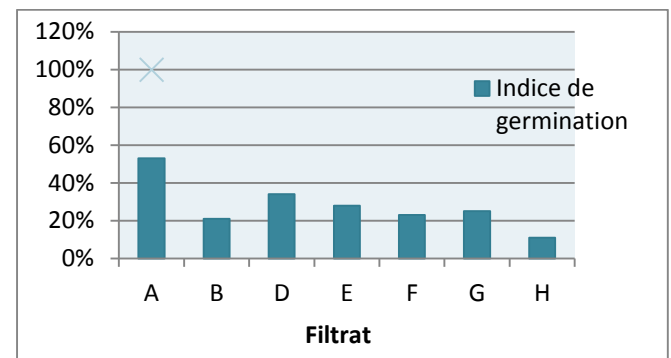


Fig. 13: Valeur de l'indice de germination (IG) des filtrats testés avec la concentration 5%.

L'indice de germination atteint 53%, pour le filtrat de la sciure de bois de *Juniperus phoenicea* L., ce qui pourrait signifier une élimination élevée des éléments toxiques par rapport aux autres filtrats, même s'il a présenté une faible décoloration.

Les filtrats des supports mâchefers à charbons (D) et sols argileux (E), qui ont montré une décoloration élevée après traitement par infiltration-percolation, ont montré aussi des valeurs élevées de l'indice de germination de l'ordre de 34% et 28%, respectivement.

La toxicité des lixiviats diminue sous l'effet de la dilution, ce qui favorise la germination et contribue à une augmentation de l'indice de germination. Le phytotest réalisé pour la concentration 5% du filtrat A, a montré un indice de germination élevé (53%), qui signifie une phytotoxicité modérée.

Selon l'indice de germination le classement des supports du plus efficace au moins efficace est le suivant : A>D>E>G>F>B>H.

Pour le traitement Physico-chimique, les supports cendre (D), argile (E) et de celui du mélange des deux (H) ont permis une réduction moyenne de la pollution en terme de matière en suspension (MES) respectivement de l'ordre de 90 %, 93% et 96 %, une réduction moyenne de la pollution en terme de la demande chimique en oxygène (DCO) respectivement de l'ordre de 91%, 89% et 83% et une réduction moyenne

respectivement de l'ordre de 94%, 90% et 91% en terme de la demande biologique en oxygène (DBO).

De même, les lixiviats traités par les substrats des colonnes (D), (E), (H) et (I), qui contiennent les argiles ou les mâchefers à charbon ou un mélange des deux, ont montré une décoloration élevée par rapport à l'ensemble des filtrats obtenus [14]. A partir des deux études, nous pouvons dire que la filtration à travers le substrat (D) formé par des mâchefers permet un abattement efficace de la charge polluante physicochimique et une diminution moyenne de la phytotoxicité avec un indice de germination de 34% pour la concentration 5%

Les mâchefers à charbons ont fait l'objet de certaines études qui ont démontré leur capacité de fixer certains herbicides tels que l'Hexazinone et l'atrazine. D'autres recherches ont démontré leur potentiel de limiter l'influence phytotoxique des herbicides, par leurs capacités d'adsorption élevée [26]. La composition des mâchefers à charbon varie selon la source et le type de charbon utilisé. Le principal composé retrouvé est l'oxyde de silice (SiO_2), viennent ensuite l'oxyde d'aluminium (Al_2O_3) et l'oxyde ferrique (Fe_2O_3). De plus, des composés organiques sont également présents dans les mâchefers à charbon, comme les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) [27].

Conclusions :

Les lixiviats sont des effluents très chargés en matière organique, en sels et en divers polluants organiques et inorganiques et sont parfois jetés directement dans l'environnement sans traitement, d'où l'apparition de plusieurs menaces pour l'Homme et l'environnement.

Dans ce travail, les lixiviats de la décharge non contrôlée de la ville de Taza, ont fait l'objet d'un traitement par infiltration-percolation afin de diminuer leurs impacts sur l'environnement et la santé de la population locale. Ainsi une évaluation de la phytotoxicité des filtrats obtenus a été effectuée pour évaluer l'efficacité du traitement, et déterminer la possibilité d'une valorisation des lixiviats traités et aussi de diminuer leurs impacts sur le milieu récepteur.

Le traitement des lixiviats a permis une réduction de la pollution organique, corrélée avec la décoloration des lixiviats selon le type d'adsorbant utilisé. La filtration à travers les mâchefers à charbon et les argiles ont permis un abattement de la charge polluante qui se manifeste par une décoloration élevée par rapport aux autres filtrats.

L'évaluation de la phytotoxicité des filtrats des supports : sciure de bois de *Juniperus phoenicea* L., sciure de bois de *Cedrus atlantica*, sciure de bois des racines d'*Arundo donax* L., mâchefers à charbon, sols argileux, sable de la plage, sable d'Oued et aussi pour les colonnes pluri-strates, issus du traitement par infiltration-percolation a montré une phytotoxicité élevée pour les concentrations élevées, ce qui peut être expliqué par la présence des éléments très

toxiques non retenus par le traitement. Au fur et à mesure qu'on diminue les concentrations de tous les filtrats, la phytotoxicité diminue aussi. En effet, la dilution permet la diminution des effets toxiques des lixiviats traités.

En tenant compte des résultats de notre étude antérieure [14] et des résultats de la présente étude, nous pouvons dire que la filtration à travers le substrat (D) formé par des mâchefers permet un abattement physico-chimique efficace de la charge polluante, une décoloration élevée et une diminution moyenne de la phytotoxicité avec un indice de germination de 34% pour la concentration 5%.

En perspectives, nous comptons chercher les substances responsables de la toxicité des lixiviats et aussi évaluer l'impact des filtrats obtenus sur la croissance de quelques variétés de culture, afin de valoriser les lixiviats traités. Cela va nous permettre de tester l'influence des lixiviats traités sur la composition chimique et microbiologique des variétés de culture.

Finalement, il est nécessaire de réaliser plusieurs études afin de développer le procédé de traitement par infiltration-percolation adéquat, en se basant sur l'évaluation du traitement par de nouveaux adsorbants.

Bibliographie :

1. R. E. Gbinlo. Organisation et financement de la gestion des déchets ménagers dans les villes de l'Afrique Sub-saharienne : Cas de la ville de Cotonou au Bénin, 2010. Thèse de doctorat : Université d'Orléans, France.
2. MATEE, Etude de la gestion des déchets ménagers et assimilés au Maroc, Ministère de l'Aménagement du Territoire, de l'Environnement, de l'Urbanisme et de l'Habitat, 2004. Secrétariat d'Etat chargée de l'Environnement, Royaume du Maroc.
3. MATEE, Etude de choix d'un site pour l'implantation d'une décharge contrôlée des déchets ménagers et assimilés de la ville de Taza, Ministère de l'Aménagement du Territoire, de l'Eau et de l'Environnement, 2005. Direction de la Surveillance et de la Prévention des Risques, Royaume du Maroc.
4. M. Hafidi. L'impact et la gestion des déchets solides (région marrakech-safi), 2015. Ed. Konrad-Adenauer-Stiftung E.V., Bureau du Maroc.
5. N. Akoudad. Les déchets au Maroc, 2015. Rapport d'étude : Chambre Française de Commerce et d'Industrie du Maroc (CFCIM).
6. P. Baccini, R. Henseler, H. Figi, H. Belevi. "Water and element balances of municipal solid waste landfills, 1987." Journal of Waste Management & Research, no. 5, pp. 583-599.
7. N. El Bada, O. Assobhei, A. Kebbab, R. Mhamdi, M. Montadar. Caractérisation et prétraitement du lixiviat de la décharge de la ville d'Azemmour, 2010. Déchets, Sciences et Techniques – Revue Francophone d'Ecologie Industrielle - N° 58 – 2ème TRIMESTRE.
8. Y. EzZoubi, M. Merzouki, L. Bennani, A. El Oualilalami, M. Benlemlih. "Procédé pour la réduction de la charge polluante du lixiviat de la décharge contrôlée de la ville de Fès", 2010. International Journal of Déchets, Sciences et Techniques, no. 58, pp. 22-29.
9. A. A. Tahiri, F. Laziri, Y. Yachoui, S. El Jaafari, A. H. Tahiri. Etudes des polluants contenus dans les lixiviats issus de la décharge publique de

- la ville de MEKNES (Maroc), 2014. European Scientific Journal ISSN: 1857 – 7881 vol.10, No.35.
10. H. Talouizte. "Traitement physique et biologique des effluents de textile de la ville de Fès et évaluation de leurs effets génotoxique et phytotoxique," 2014. Thèse de doctorat - Faculté des sciences, Université Sidi Mohammed Ben Abdellah-Fès, Maroc.
 11. A. Chofqi, A. Younsi, E. Lhadi, J. Mania, A. Veron. Impact environnemental d'une décharge public non contrôlée sur la population et les eaux souterraines : cas d'Eljadida, Maroc, 2016. Journal of African Earth Sciences, 39 (3-5): 509- 516.
 12. G. Keck, E. Vernus. Déchets et risques pour la santé, 2000. Editions Techniques de l'ingénieur. Traité Environnement G2450, Paris.
 13. Z .KasukuWanduma, B. Mareschal, C. Bouland, K. De Brouwer, M.E. Biey, D.A.E. Musibono, A.K. Kitambala, C. Mulaji, A.M. Malumba, O. Monama, T. Nkodi, N. NzuziPanzu. Impact of hospital discharges of leachate:study and Ecotoxicological perspective and solution strategy, 2017. International Journal of Innovation and Applied Studies; Rabat 20.2: 288-302.
 14. A. Zalaghi, F. Lamchouri, H. Toufik, M. Merzouki. Valorisation des matériaux naturels poreux dans le traitement des Lixiviats de la décharge publique non contrôlée de la ville de Taza, 2014. J. Mater. Environ. Sci. ISSN : 2028-2508 5 (5): 1643-1652 CODEN: JMESC.
 15. M. Ben Abbou, M. El Haji. Traitement des Lixiviats de la décharge non contrôlée de la ville de Taza par électrocoagulation- filtration et leur réutilisation dans la germination du Sorgho et de la luzerne, 2014. International Journal of Innovation and Applied Studies ISSN 2028-9324 Vol. 9 No. 1 Nov. 2014, pp. 355-366.
 16. A. Zalaghi. Contribution à l'élaboration et validation d'un système de management intégré et traitement physique et biologique des lixivats, 2014. Thèse de doctorat: Faculté des sciences, université Sidi Mohammed Ben Abdellah- Fès, Maroc.
 17. R. Asgharipour Mohammad, R. Ali Sirousmehr. Comparison of three techniques for estimating phytotoxicity in municipal solid waste compost, 2012. Scholars research library ISSN 0976-1233 3 (2): 1094-1101., CODEN (USA): ABRNBW.
 18. F. Zucconi, A. Monaco, M. Forte, M. De Bertoldi. Phytotoxins during the stabilization of organic matter, 1985. Elsevier Applied Science Publishers, Composting of Agricultural and other Wastes, pp. 73-86.
 19. I. Walter, F. Martínez, V. Cala. Heavy metal speciation and phytotoxic effects of three representative sewage sludges for agricultural uses, 2006. Environ Pollut. 139 (3): 507-14.
 20. N.J. Hoekstra, T. Bosker, E.A. Lantinga. Effects of cattle dung from farms with different feeding strategies on germination and initial root growth of cress (*Lepidium sativum* L.), 2002. Agriculture, ecosystems and environment ISSN 0167-8809 93 (1-3): 189 – 196.
 21. A.C. Miltelut, M.E. Popa. Seed germination bioassay for toxicity evaluation of different composting biodegradable materials, 2011. Romanian Biotechnological Letters 16 (1):121-129, Supplement.
 22. O. Bouaouine, F. Khalil, H. Chtioui, H. Zaitan, A. Harrach. Traitement par électrocoagulation des lixivats de la décharge publique contrôlée de la ville de Fès (Maroc), 2015. Larhyss Journal, ISSN 1112-3680 pp. 53-67.
 23. A. Z. Bouyakoub, S. Kacha, R. Ouhib, S. Bellebia, B. Lartiges. Traitement combiné d'un effluent textile contenant des colorants réactifs par coagulation-floculation et électroflottation, 2010. Journal of Water Science, ISSN: 1718-8598 p. 89-103.
 24. P. Disa-Disa, M. Culot, J. Lobo, I. Kalala, C. Kawita, G. Ekoko, C. Mulaji. Traitement des eaux de consommation par filtration lente sur sable à plusieurs étapes, 2014. Revue des Sciences de l'Eau ISSN : 1718-8598 27 (3): 259-268.
 25. R. Paradelo, A. B. Moldes, M. Rodríguez, M. T. Barral. Relationship between heavy metals and phytotoxicity in composts, 2008. Cienc. Tecnol. Aliment. ISSN 1135-8122 6 (2): 143-151.
 26. A. Soobadar, K. Kwong. Adsorption of Atrazine and Hexazinone in a sugarcane soil amended with coal flyash, 2010. Proc S Afr Sug Technol Ass 83: 239 – 243.
 27. O. Guilbault. Gestion comparée des mâchefers au Québec et dans d'autres juridictions, 2013. Thèse de doctorat: Université de SHERBROOKE, Canada.