



ELIMINATION DU PLOMB PAR ADSORPTION SUR LE KAOLIN

REMOVAL OF LEAD BY ADSORPTION ON KAOLIN

DRIDI C., YUCEF L.

Laboratoire de Recherche en Hydraulique Souterraine et de Surface – LARHYSS –
Université de Biskra, B.P. 145, R.P., Biskra, Algérie

Chakifa07@gmail.com ; lyoucef2@yahoo.fr

RESUME

L'objectif de cette étude est de tester l'efficacité du kaolin pour la rétention du plomb en solutions synthétiques. Les résultats que nous avons obtenus ont montré que la cinétique de rétention de plomb (10 mg/l) est très courte. Le temps d'équilibre a été atteint pendant 18 à 35 minutes d'agitation suivant le milieu de dilution. L'augmentation de la dose de kaolin de 0,1 à 2 g/l permet une amélioration du rendement d'élimination du Pb. L'efficacité du traitement diminue avec l'augmentation de la teneur initiale en plomb dans la gamme de 1 à 100 mg/l de Pb. Le traitement est plus efficace à pH basique.

Mots-clés : Plomb, adsorption, kaolin, paramètres réactionnels.

ABSTRACT

The objective of this study is to test the effectiveness of kaolin for the retention of lead in synthetic solutions. The results we obtained showed that the kinetics of retention of lead (10 mg/l) is very short. Equilibrium time reaches during 18 to 35 minutes of agitation following the dilution medium. The increase of the dose of 0.1 to 2 g/l kaolin improves the removal efficiency for Pb. The effectiveness of the treatment decreases with the increase of the initial lead content in the range of 1 to 100 mg/l Pb. Treatment is more effective at basic pH.

Keywords: Lead, adsorption, kaolin, reaction parameters.

INTRODUCTION

Le plomb est par ordre d'importance le 36^{ème} élément constituant l'écorce terrestre. Il est l'un des métaux les plus anciennement et les plus largement utilisé par l'homme. Sa toxicité est connue depuis l'antiquité et elle est toujours d'actualité (Beauchamp, 1989). Le plomb peut se trouver dans l'eau, les sols et l'air, lors de la corrosion des tuyauteries en plomb des systèmes de transport d'eau, suite à des rejets industriels et à cause de son utilisation dans les essences. Le plomb ne peut être détruit, il peut seulement changer de formes (Caillère et al, 1982).

Les eaux résiduaires de certaines industries en Algérie contiennent le plomb à des teneurs largement supérieures aux normes, de tels rejets peuvent causer des effets indésirables aussi bien vis-à-vis de la faune aquatique que de la flore.

Quelques études en Algérie ont données une idée sur ce danger de pollution. Il s'est avéré que les réserves d'eaux naturelles de certaines régions à proximité de zones industrielles, dont le plomb entre dans la constitution de leurs rejets, sont contaminées (Belli et al, 2010; Debieche, 2002 ; Bendjama et al, 2011).

Parmi les techniques de dépollution qui ont été développées au cours de ces dernières années, il y'a lieu de citer l'adsorption sur différents matériaux comme les argiles (Achour et Youcef, 2003 ; Du et al, 2011 ; Unuabonah et al, 2008 ; Jiang et al, 2009 ; Youcef et Achour, 2014 ; Larakeb 2015 ; Chouchane et al, 2015).

A partir de cela est venue l'idée principale de cette étude qui consiste à étudier l'élimination du plomb par adsorption en solutions synthétiques d'eau distillée et en eaux minéralisées en utilisant le kaolin comme adsorbant.

Différents paramètres réactionnels seront étudiés afin d'optimiser l'élimination du plomb par utilisation du kaolin. Les paramètres réactionnels étudiés sont la cinétique de rétention du plomb par l'adsorbant, la dose de l'adsorbant, la teneur initiale du plomb, la minéralisation du milieu et le pH de traitement.

MATERIEL ET METHODES

Solution mère de Plomb

Nous avons préparé une solution de 1000 mg Pb / litre d'eau distillée en faisant dissoudre 2,3 g de perchlorate de plomb ($\text{Pb}(\text{ClO}_4)_2 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$) dans un litre d'eau distillée. Cette solution est utilisée pour la préparation des solutions étalons et des solutions synthétiques de plomb.

Milieux de dilution

Pour la préparation des solutions synthétiques de plomb et pour la préparation des réactifs, nous avons utilisé l'eau distillée. Afin d'étudier l'effet de la minéralisation totale sur l'efficacité de l'élimination du plomb, nous avons choisi l'eau du forage de Jardin London (ville de Biskra), eau fortement minéralisée, et une eau faiblement minéralisée étant l'eau minérale commercialisée de Guedila (située à Djamourah–wilaya de Biskra).

Les caractéristiques physico-chimiques de ces eaux sont regroupées dans le tableau 1.

Tableau 1 : Caractéristiques physico-chimiques des eaux testées.

Paramètre	Eau de Guedila	Eau de forage (Jardin London)
pH	7,34	7,76
Conductivité (ms/cm)	0,52	5,69
TAC (°F)	16	17
TH (F°)	54	104
Ca ⁺² (mg/l)	78	125
Mg ²⁺ (mg/l)	83	175
SO ₄ ²⁻ (mg/l)	77	366
Cl ⁻ (mg/l)	55,8	983
Pb ²⁺ (mg/l)	0,0	0,0

Dosage du plomb

Pour le dosage des ions plomb, nous avons opté pour la méthode potentiométrique. Le dosage du plomb dans les échantillons d'eau a été réalisé en utilisant une électrode combinée spécifique (CONSORT, ISE 30B). Cette électrode a été branché à un pH mètre (CONSORT p800) afin de mesurer le potentiel de l'échantillon.

Pour mesurer la teneur de plomb dans un échantillon, on doit mesurer le potentiel pour différentes solutions étalons. Nous traçons ensuite une courbe d'étalonnage en utilisant une échelle semi logarithmique.

Détermination des paramètres physico-chimiques des échantillons d'eau

Les autres paramètres physico-chimiques des eaux souterraines, présentés dans le tableau 1, sont déterminés par les méthodes standards d'analyse (Rodier, 2009) ou par les méthodes décrites par les catalogues de l'appareillage utilisé.

Essais d'adsorption

Caractéristiques de l'adsorbant utilisé

L'argile que nous avons utilisée est le kaolin de formule chimique $(Al_2Si_2(OH)_4)$. C'est un produit Aldrich de surface spécifique $19,8 \text{ m}^2/\text{g}$ et de couleur blanche.

Description des essais d'adsorption

Nous avons réalisé nos essais en discontinue sur des agitateurs magnétiques. Par mise en contact d'un litre d'une solution synthétique du plomb avec une dose constante de l'adsorbant. Chaque échantillon prélevé est filtré sous vide à l'aide d'une membrane à $0,45 \text{ }\mu\text{m}$ de porosité. La teneur résiduelle en plomb est ensuite déterminée par potentiométrie.

Différents paramètres réactionnels ont été étudiés, la cinétique de rétention du plomb par l'adsorbant, la teneur initiale de plomb (de 1 à 100 mg/l), la dose de l'adsorbant (de 0,1 à 2 g/l) et le pH du traitement (de 4 à 9).

L'effet du pH a été étudié en tamponnant la solution synthétique de plomb par utilisation des solutions HCl (0,1N) et NaOH (0,1N) durant l'essai d'adsorption.

RESULTATS ET DISCUSSION

Cinétique d'adsorption

Le suivi de la cinétique d'adsorption du Pb a été réalisé en dopant chaque milieu de dilution avec 10 mg/l de Pb. Un litre de chaque solution en présence de 0,2 g de kaolin a été maintenu en agitation durant 6 heures. Des prélèvements ont été effectués pendant des intervalles de temps successifs durant cette période d'agitation.

Les résultats obtenus (figure 1) ont montré que dans les trois milieux de dilutions, le rendement d'élimination du plomb augmente jusqu'au temps d'équilibre. Au-delà de ce temps le rendement diminue.

Le temps d'équilibre varie d'un milieu d'équilibre à un autre et augmente avec l'augmentation de la conductivité du milieu de dilution. Les rendements d'élimination varient également avec la variation du temps d'équilibre :

- En eau distillée, le temps d'équilibre est de 18 minutes.
- En eau de Guedila (Conductivité 0,52 mS/cm), le temps d'équilibre est de 25 minutes.
- En eau de forage (Conductivité 5,69 mS/cm), le temps d'équilibre est de 35 minutes.

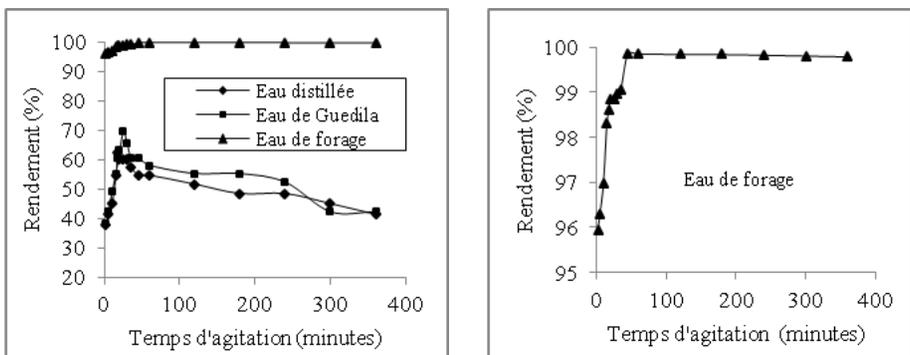


Figure 1 : Evolution du rendement d'élimination du Pb (10 mg/l) en fonction du temps d'agitation dans les différents milieux de dilution (dose de kaolin = 0,2g/l).

Au temps d'équilibre nous pouvons constater que le rendement d'élimination du plomb augmente avec l'augmentation de la minéralisation du milieu (tableau 2).

Tableau 2 : Résultats optima de la cinétique d'adsorption du Pb (10 mg/l) sur le kaolin (0,2 g/l) dans les différents milieux de dilution

Eau	Concentration du Pb à l'équilibre (mg/l)	Temps d'équilibre	Rendement (%)
Eau distillée	3,755	18	62,45
Eau de Guedila	3,05	25	69,50
Eau de forage	0 ,093	35	99,07

Modélisation de la cinétique d'adsorption

Afin d'examiner le mécanisme du processus d'adsorption et les étapes de contrôle de la vitesse de réaction, nous avons étudié deux modèles cinétiques:

Le modèle pseudo-premier ordre

L'équation de Lagergren (1998) est une expression de pseudo-premier ordre pour l'adsorption dans un système liquide-solide. Elle est représentée de la manière suivante :

$$\log(q_e - q_t) = \log q_e - \frac{k_1}{2,303} t$$

Où :

k_1 : constante de vitesse pour une cinétique de pseudo premier ordre (min^{-1}).

q_e : capacité d'adsorption à l'équilibre (mg/g).

q_t : capacité d'adsorption au temps t (mg/ g).

Les valeurs de k_1 et q_e ont été déterminées à partir de la pente et l'ordonnée à l'origine de la courbe qui représente $\log(q_e - q_t)$ par rapport à t (figure 2), et sont regroupées dans le tableau 3 avec le coefficient de corrélation de l'ajustement linéaire R^2 .

Nous pouvons remarquer une différence entre la capacité d'adsorption à l'équilibre calculée et expérimental. Cette remarque est confirmée par le faible ajustement de l'équation de pseudo-premier ordre aux données expérimentales.

Le modèle pseudo-second ordre

Le modèle du pseudo-second ordre est représenté par l'équation suivante (Ho et al, 2000) :

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 q_e^2} + \frac{1}{q_e} t$$

Où : k_2 est la constante cinétique du pseudo second ordre ($\text{g mol}^{-1} \text{min}^{-1}$).

Les paramètres cinétiques pour ce modèle (k_2 , q_e) ont été déterminés par traçage de la courbe t/q en fonction du temps. Les courbes d'ajustement sont représentées dans la figure 2 et les résultats de calcul sont regroupés dans le tableau 3. Contrairement au modèle précédent de pseudo-premier ordre, l'exploitation des données cinétiques dans l'équation pseudo-second ordre a montré l'existence d'une bonne linéarité avec un coefficient R^2 élevée. L'analyse de ces données a montré que la cinétique d'adsorption de plomb sur le kaolin peut suivre le modèle cinétique de pseudo-second ordre dans les trois milieux de dilution.

Les valeurs q_e expérimentale (49,50 mg/g pour l'eau de forage, 34,75 mg/g pour l'eau de Guedila, et 31,25 mg/g pour l'eau distillée), sont assez proche des valeurs de q_e calculée par le modèle (49,75 mg/g, 37,59 mg/g et 32,47 mg/g).

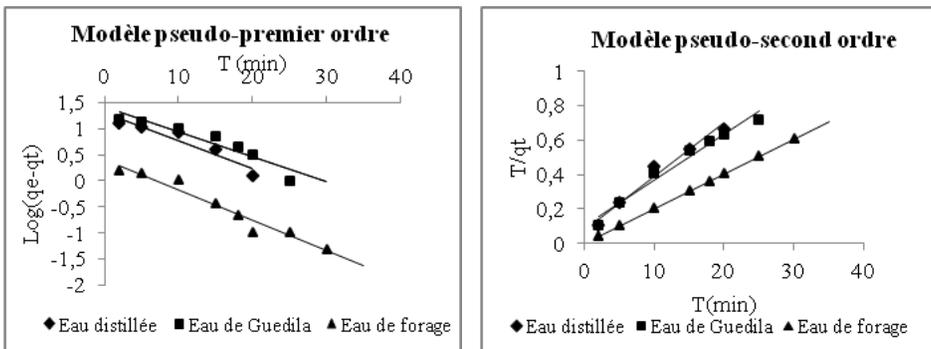


Figure 2 : Modèles Pseudo-premier ordre et Pseudo-second ordre de la cinétique d'adsorption des ions plomb sur le kaolin ($[\text{Pb}^{2+}]_0 = 10 \text{ mg/l}$); kaolin = 0,2g/l).

Tableau 3 : Paramètres des modèles cinétiques d'adsorption du plomb sur le kaolin ($[Pb^{2+}]_0 = 10 \text{ mg/l}$); kaolin= 0,2 g/l).

Milieu de dilution	$q_e \text{ exp}$ (mg/g)	Pseudo premier-ordre			Pseudo second-ordre		
		K_1 (l/min)	$q_e \text{ cal}$ (mg/g)	R^2	$q_e \text{ cal}$ (mg/g)	K_2 (g/min. mg)	R^2
Eau distillée	31,25	0,1232	20,22	0,8999	32,47	0,0116	0,9744
Eau de Guedila	34,75	0,1101	25,82	0,8988	37,59	0,0070	0,9724
Eau de Robinet	49,50	0,1336	2,57	0,9543	49,75	0,1347	1

Selon Du et al (2011), l'utilisation d'une bentonite-Na et de la kaolinite pour l'élimination de 10 mg/l de Pb en présence de 0,2 g/l de l'adsorbant permet d'atteindre l'équilibre à 5 heures d'agitation et le modèle cinétique pseudo-second ordre convient parfaitement avec un bon coefficient de corrélation.

D'après les travaux de Unuabonah et al (2008), le temps d'équilibre est de 20 minutes et il est indépendant de la teneur initiale en Pb (300, 500 et 1000 mg/l) en présence de 15 g/l de la kaolinite brute provenant de Ubulu-Ukwu (Nigeria). Une bonne linéarité est obtenue pour le modèle cinétique pseudo-second ordre ce qui mène à mettre l'hypothèse qu'il peut se produire des réactions chimiques (échange d'ions) en parallèle avec l'adsorption sur la kaolinite.

Pour l'élimination de 500 mg/l de Pb en présence de 25 g/l de la kaolinite brute et modifiée avec 25 % (p/p) de sulfate d'aluminium, le temps d'équilibre a été atteint après 20 minutes d'agitation. Avec une capacité de 4 mg/g et de 19 mg/g pour le kaolin modifié (Jiang et al, 2009).

Chouchane et al (2015) ont trouvé que la cinétique d'adsorption du plomb (30 mg/l) sur le kaolin (1 g/l) montre que le pseudo équilibre est atteint au bout de 14 minutes. A pH égal à 4,8, Chouchane et al (2015) ont constaté que la régression pour les deux modèles cinétique est supérieure à 90 %, par contre les écarts entre les capacités maximales adsorbées théoriques et expérimentales sont minimales pour le modèle de Lagergen. De ce fait, ils ont pu conclure que la cinétique d'adsorption du plomb par le kaolin est du pseudo-second ordre.

Effet de la dose de l'adsorbant

Afin d'étudier l'effet de la dose du kaolin, dans les différents milieux de dilution, sur le rendement de rétention des ions Pb^{2+} , nous avons traité des solutions de 10 mg/l de Pb. Chaque solution a été traitée en présence d'une dose différente de kaolin. Les doses de kaolin étudiées varient de 0,1 à 2 g/l.

Les résultats obtenus (figure 3) montrent que quel que soit le milieu de dilution testé, l'efficacité d'élimination du plomb augmente avec la dose de l'adsorbant mis en jeu.

Comme nous l'avons constaté lors de l'étude de la cinétique d'adsorption, l'efficacité des adsorbants varie dans l'ordre suivant :

$$R(\%) \text{ eau distillée} < R(\%) \text{ eau de Guedila} < R(\%) \text{ eau de forage.}$$

Ceci indique que l'adsorption du plomb est favorisée par augmentation du nombre de sites de l'adsorbant en faisant augmenter la dose de l'adsorbant. L'adsorption des ions plomb sur le kaolin est également favorisée par l'augmentation de la minéralisation du milieu.

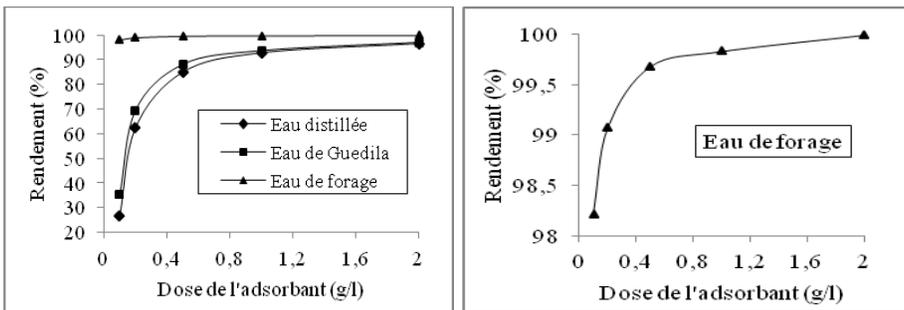


Figure 3 : Evolution des rendements d'élimination de plomb (10 mg/l) en fonction de la dose de kaolin.

L'étude de l'efficacité de l'élimination du plomb par adsorption sur la kaolinite (du Nigéria) à l'état brut en fonction de la dose de l'adsorbant (0,2 à 2 g/l) a montré une augmentation des pourcentages d'élimination du plomb avec l'augmentation de la dose de l'adsorbant. Ceci a été expliqué par l'augmentation des sites négatives à la surface de l'argile et une diminution du potentiel électrostatique à proximité de la surface du solide ce qui favorise l'interaction sorbant-soluté (Unuabonah et al, 2008).

Effet de la teneur initiale en plomb

Nous avons réalisé cet essai pour des teneurs initiales en plomb variant de 1 à 100 mg/l. La dose introduite de l'adsorbant est de 0,2 g/l. La durée de l'essai a été fixée au temps d'équilibre pour chaque milieu de dilution.

Selon les résultats présentés sur la figure 4, nous pouvons constater que les trois courbes représentent la même allure. L'efficacité du traitement diminue avec l'augmentation de la teneur initiale en plomb.

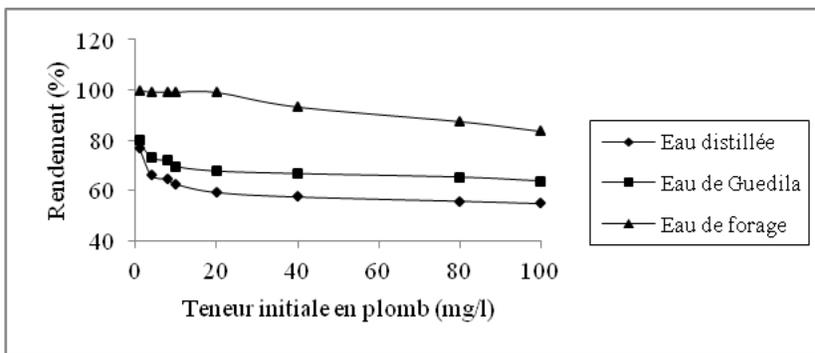


Figure 4 : Evolution de l'efficacité de traitement en fonction de la teneur initiale en Pb (dose de kaolin = 0,2 g/l)

Le même résultat a été obtenu par différents chercheurs (Shahwan et al, 2005 ; Unuabonah et al ,2008 ; Jiang et al, 2009 ; Chouchane et al, 2015).

Shahwan et al (2005) ont constaté que pour une gamme de concentration initiale en Pb allant de 1 à 10000 mg/l le rendement diminue nettement de 100 % à moins de 25 % en utilisant 10g/l de kaolinite et des solutions synthétiques de $Pb(NO_3)_2$ dissout dans l'eau distillée.

Selon Unuabonah et al (2008), une diminution du rendement de l'élimination du Pb est accompagnée avec l'augmentation de la teneur initiale en Pb (150, 300 et 400 mg/l) vue la diminution de nombre de sites actifs à la surface de kaolin brut ou modifié par l'alcool de polyvinyle.

Jiang et al (2009) ont testé la variation de la teneur initiale en Pb entre 50 et 750 mg/l en présence de 0,2 g/l de kaolin brut, le rendement d'élimination du plomb augmente lentement et devient presque stable au-delà de 250 mg/l vue la saturation des sites d'adsorption de la kaolinite.

L'application du procédé d'élimination du plomb par le kaolin (1 g/l) de Guelma (Algérie) sur des solutions synthétiques à différentes concentrations (10 à 100 mg/l) et à pH égal à 4 a montré que l'adsorption des ions plomb considérés par le kaolin en solution est plus importante pour des solutions initiales de faibles concentrations en effet la plus grande valeur du rendement est obtenue à partir d'une solution initiale de concentration 10 mg/l (96,3 %) (Chouchane et al, 2015).

Isothermes d'adsorption

Nous avons exploité les résultats selon les lois de Freundlich et de Langmuir. Cette exploitation est réalisée en considérant des concentrations initiales variables en plomb (1 à 100 mg/l) et une dose constante du kaolin (0,2 g/l).

La figure 5 montre la représentation de ces isothermes sous leurs formes linéarisées (Masel, 1996):

$$\text{Loi de Freundlich : } \log \frac{x}{m} = \log k + \frac{1}{n} \log C_e$$

$$\text{Loi de Langmuir: } \frac{m}{x} = \frac{1}{q_m} + \frac{1}{q_m \times b} \times \frac{1}{C_e}$$

C_e : est la concentration de plomb à l'équilibre (mg/l)

$X = (C_0 - C_e)$: est la quantité de plomb fixée (mg/l)

m : est la masse d'adsorbant (g)

q_m : est la capacité ultime d'adsorption (mg/g)

K, n, b : sont des constantes d'adsorption

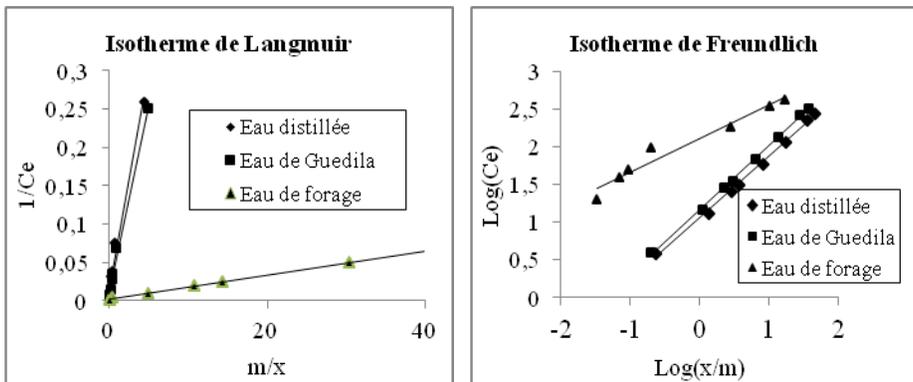


Figure 5 : Exploitation des résultats d'adsorption du plomb sur le kaolin dans différents milieux de dilution selon les isothermes de Langmuir et de Freundlich

Grâce à un ajustement par la méthode des moindres carrés, nous obtenons pour chaque loi étudiée et pour chaque milieu de dilution testé des droites avec des coefficients de corrélation très satisfaisants. Les diverses constantes déduites des équations des droites obtenues sont regroupées dans le tableau 4.

Tableau 4 : Paramètres des isothermes de Freundlich et de Langmuir

Milieu de dilution	Freundlich			Langmuir		
	n	k	R ²	q _m (mg/g)	b(l/mg)	R ²
Eau distillée	1,22	11,30	0,9971	83,33	0,21	0,9855
Eau de Guedila	1,17	14,44	0,9986	116,28	0,17	0,9925
Eau de forage	1,97	124,22	0,9484	125	8	0,9912

L'application des formes linéarisées des lois de Freundlich et de Langmuir a permis de vérifier que ces deux modèles sont applicables et que les rendements d'élimination du plomb quel que soit le milieu de dilution varient dans le même sens avec les deux modèles. On a constaté également une meilleure adsorption dans le cas où le milieu de dilution est plus minéralisé. Les valeurs des capacités maximales q_m sont 83,33 mg/g, 116,28 mg/g et 125 mg/g respectivement pour la solution synthétique d'eau distillée, de l'eau de Guedila et de l'eau de forage.

L'adéquation des résultats d'adsorption du plomb sur le kaolin brut ou modifié aux modèles de Langmuir et de Freundlich a été prouvée par différents chercheurs.

Selon les travaux de Du et al (2011), le modèle de Langmuir convient mieux aux résultats que le modèle de Freundlich lors de l'élimination du plomb par adsorption sur le kaolin. Ce même résultat a été confirmé par Jiang et al (2009), l'isotherme de Langmuir, convient mieux avec les résultats obtenus et les capacités sont 4,73 mg/g et 32,2 mg/g pour la kaolinite brute et modifiée en présence du sulfate d'aluminium respectivement.

Selon les résultats obtenus par Chouchane et al (2015), le modèle de Langmuir est plus adapté à cette adsorption que celui de Freundlich. Ce constat est justifié d'une part par les valeurs des coefficients de régression qui sont meilleurs pour l'équation de Langmuir, ainsi que par les capacités maximales théoriques qui sont plus proches des quantités maximales expérimentales. Le kaolin utilisé provient de Djebel Edbagh de Guelma (Algérie) et présente une particularité intéressante car il est efficace à faibles concentrations (puisque 1/n < 1).

Effet du pH

Nous avons étudié l'effet du pH de traitement, sur l'élimination du cation métallique pour des solutions synthétiques à 10 mg/l et en présence de 0,2 g/l de kaolin, dans la gamme allant de 4 à 9. Le pH des solutions a été ajusté au pH voulu et maintenu constant pendant la durée de l'essai par addition de l'acide chlorhydrique (0,1 N) ou de l'hydroxyde de sodium (0,1 N).

Les durées des essais ont été fixées suivant le temps d'équilibre obtenu lors de l'étude de la cinétique d'adsorption du plomb dans chaque milieu de dilution.

Dans la figure 6, nous présentons l'évolution des rendements d'élimination du plomb par le kaolin à différents pH.

Nous pouvons constater une amélioration de l'adsorption du plomb chaque fois que le pH croît. Le rendement semble appréciable à pH égal à 9. Quel que soit le pH de traitement, le meilleur rendement est obtenu dans le milieu le plus minéralisé (eau de forage).

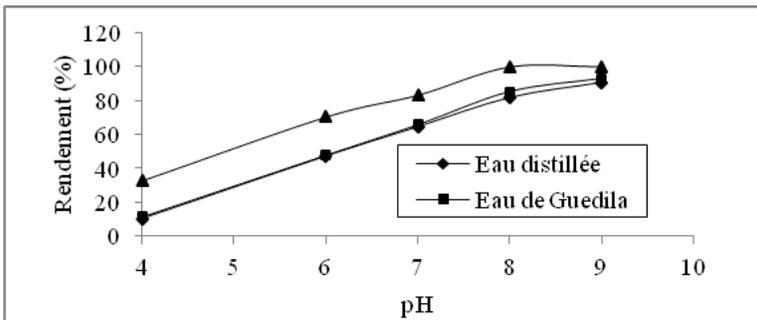


Figure 6 : Effet du pH sur les rendements d'élimination du plomb par adsorption sur le kaolin ($[Pb^{2+}] = 10 \text{ mg/l}$, dose de kaolin = 0,2 g/l).

En testant l'efficacité du traitement dans la gamme de pH 1 à 13 (Du et al, 2011). Dans la gamme de pH 1 à 4, l'adsorption augmente lentement puis augmente rapidement entre 4 et 6 et devient presque stable à pH > 6. Au-delà du pH 10, le rendement diminue.

- Il se produit une complexation de surface. Deux réactions élémentaires peuvent se produire :





- A pH > 4 l'adsorbant est chargé négativement alors il est facile pour les ions Pb chargés positivement d'être adsorbés aux sites négatives de la kaolinite.
- L'élimination du Pb est associée à l'hydrolyse de Pb en solution. La concentration de $\text{Pb}(\text{OH})_m(\text{H}_2\text{O})_{n-m}^{2-m}$ en solution est fortement dépendante du pH.

A pH < 6 c'est les ions Pb^{2+} qui existent.

A pH 7 à 10 Pb^{2+} , $\text{Pb}(\text{OH})^+$, $\text{Pb}(\text{OH})_2$ et $\text{Pb}(\text{OH})_3^-$ sont présents en solution.

A pH > 11, $\text{Pb}(\text{OH})_3^-$, les formes négatives sont difficilement adsorbées à la surface de l'argile chargée négativement.

CONCLUSION

Les essais expérimentaux que nous avons réalisés ont été consacrés à l'élimination du plomb en solutions synthétiques par adsorption sur le kaolin.

L'étude des différents paramètres réactionnels a permis d'aboutir aux résultats suivants :

- L'élimination du plomb par utilisation du kaolin est assez courte car la cinétique d'adsorption atteint son équilibre pendant 18 min d'agitation en eau distillée, ce temps devient plus long pour l'eau de Guedila (25 min) et pour l'eau de forage (35 min).
- Quel que soit le milieu de dilution testé, les rendements d'élimination du plomb (10 mg/l) augmentent avec l'augmentation de la dose de l'adsorbant dans la gamme 0,1 à 2 g/l.
- Dans l'intervalle de concentration initiale de plomb allant de 1 à 100 mg/l et pour une dose constante de l'adsorbant (0,2 g/l) l'efficacité du traitement subit une nette diminution. Les modèles de Langmuir et de Freundlich sont parfaitement applicables pour les résultats obtenus.
- Le pH de traitement influe considérablement sur les rendements d'élimination du plomb. Les meilleurs rendements sont obtenus à pH basiques.
- Quel que soit le paramètre réactionnel (Temps d'agitation, dose de l'adsorbant, pH et teneur initiale en plomb), les rendements

d'élimination du plomb sont améliorés avec l'augmentation de la minéralisation du milieu de dilution selon l'ordre suivant :

R (%) Eau de forage > R(%) eau de Guedila > R (%) eau distillée

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ACHOUR S., YOUCEF L., (2003). Elimination du cadmium par adsorption sur bentonites sodique et calcique, LARHYSS Journal, N°2, 69-81.
- BEAUCHAMP J. (1989) Sédimentologie. CRDP Grenoble.
- BELLI N, MESBAH L, CHEBAB S, TEKOUK M, LEGHOUCHI E. (2010). Stress oxydant induit par la co exposition au plomb et au cadmium: deux contaminants des eaux souterraines de Oued Nil (Jijel - Algérie), Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science, Vol. 23, N° 3, 289-301.
- BENDJAMA A, MORAKCHI K, MERADI H, A. BOUKARI A, CHOUCANE T, BELAABED B.E, DJABRI L. (2011) . Caractérisation des matériaux biologiques issus d'un écosystème naturel « pnck » situé au nord-est de l'Algérie. J. Soc. Alger. Chim, Vol 21, N°1, 45-58.
- CAILLERE, S, HENIN S, RAUTUREAU M. (1982). "Minéralogie des argiles" Edition, Masson, Tomes 1 et 2.
- CHOUCANE T, CHOUCANE S, BOUKARI A, MESALHI A (2015). Adsorption d'un mélange binaire «plomb-nickel» par le kaolin Adsorption of binary mixture « Lead Nickel» by kaolin. J. Mater. Environ. Sci. Vol 6, N°4, 924-941.
- DEBIECHE T-H(2002). Evolution de la qualité des eaux (salinité, azote et métaux lourds) sous l'effet de la pollution saline, agricole et industrielle. Application à la basse plaine de la Seybouse - Nord-Est Algérien Thèse de doctorat en hydrologie et environnement, U. F. R. des sciences et techniques de l'université de Franche-Comté. France.
- DU E, YU S □, Zuo L, Zhang J, Huang X, Wang Y .(2011). Pb(II) sorption on molecular sieve analogues of MCM-41 synthesized from kaolinite and montmorillonite. Applied Clay Science, N° 51, 94–101.
- HO Y.S., NG J.Y., MC KAY G., (2000). Kinetics of pollutant sorption by biosorbents. Separation and purification methods, N° 29-2,189-232.
- JIANG M Q, WANG Q P, JIN X Y, CHEN Z L (2009). Removal of Pb(II) from aqueous solution using modified and unmodified kaolinite clay. Journal of Hazardous Materials, N° 170, 332–339
- LAGERGREN S., (1898), About the theory of so-called adsorption of soluble substances, Kungliga Svenska Vetenskapsakademiens. Handlingar, No 24 (4), 1-39.

- LARAKEB M., (2015). Elimination du zinc par adsorption et par coagulation-floculation. Thèse de Doctorat en Sciences hydrauliques, Département de génie civil et d'hydraulique, Université de Biskra, Algérie.
- MASEL R.I. (1996). Principles of Adsorption and Reaction on Solid Surfaces, New York : Wiley Interscience, 818.
- SHAHWAN T, ZUNBUL B, EROGLU A.E, YILMAZ S.(2005). Effect of magnesium carbonate on the uptake of aqueous zinc and lead ions by natural kaolinite and clinoptilolite. Applied Clay Science, N°30, 209-218.
- UNUABONAH E I, ADEBOWALE K O, OLU-OWOLABI B I, YANG L Z (2008). Comparison of sorption of Pb²⁺ and Cd²⁺ on Kaolinite clay and polyvinyl alcohol-modified Kaolinite clay. Adsorption N°14, 791–803
- YOUCEF L., ACHOUR S. (2014). Elimination de polluants des eaux (Fluor, cadmium et phosphates) ; Application des procédés de précipitation et d'adsorption. Edition Presse Académique Francophones. Saarbrücken, Allemagne.