

## Élimination du plomb en solution par la sciure de bois

T. Chouchane<sup>1\*</sup>, S. Chouchane<sup>2†</sup>, A. Boukari<sup>1</sup>, A. Balaska<sup>1</sup> et M.H. Samar<sup>3‡</sup>

<sup>1</sup> Unité de Recherche Appliquée en Sidérurgie Métallurgie,  
'URASM/CSS' B.P. 196 Annaba, Algérie

<sup>2</sup> Département de Chimie,  
Université Badji Mokhtar, B.P. 12 Annaba, Algérie

<sup>3</sup> Département du Génie des Procédés,  
Université Badji-Mokhtar, B.P. 12 Annaba, Algérie

(reçu le 06 Juillet 2011 – accepté le 26 Décembre 2011)

**Résumé** - Cette étude présente les résultats obtenus lors de l'utilisation de la sciure de bois pour l'élimination du plomb contenu dans les eaux usées. Les propriétés de sorption ont été déterminées en régime discontinu. Les résultats des essais montrent qu'un gramme de sciure de bois activé peut fixer 40,04 mg/g de plomb selon le modèle de Langmuir, 1<sup>er</sup> version, avec une cinétique du pseudo premier ordre, où le temps d'équilibre est de 10 minutes. Les mesures réalisées révèlent aussi, que la diffusion externe contrôle la vitesse du processus globale de la sorption. La diffusion dans les pores ne présente pas l'unique mécanisme réactionnel limitant cette cinétique, ce mécanisme est basé aussi sur l'échange cationique, où les ions de bases jouent un rôle très important. En dernier, on montre que cette sorption est spontanée ( $\Delta G < 0$ ) jusqu'à 40 °C, exothermique ( $\Delta H < 0$ ) et aucun changement n'a été effectué au niveau de la structure de la sciure de bois ( $\Delta S < 0$ ).

**Abstract** - The study aims at presenting the results obtained following the utilization of sawdust to eliminate the lead contained in wastewater. The sorption properties were determined by discontinuous mode. The results show that one gram of activated wood sawdust can fix up to 40.04 mg of lead as per Langmuir Model 1<sup>st</sup> version, where the time of pseudo balance solid ion, highlighted in this work is 10 minutes. The experiment shows that; the external leakage is a step controlling the speed of the total sorption process of lead in aqueous solution by the sawdust and that the diffusion of lead into pores is not the only mechanism limiting the kinetic of sorption. The reaction is based on the cation exchange, where calcium and magnesium play a very important role. Finally, we note that this sorption is spontaneous ( $\Delta G < 0$ ) at temperature lower than 40°C, exothermic ( $\Delta H < 0$ ) and that the sawdust kept its structure ( $\Delta S < 0$ ).

**Mots clés:** Plomb – Sorption – Sciure de bois – Eau – Pollution.

## 1. INTRODUCTION

La pollution de l'environnement en général et du milieu hydrique en particulier par les métaux toxiques peut engendrer des risques sanitaires pour l'homme et son entourage.

La gestion de ces derniers passe par la mise en place des procédés spécifiques. Parmi celles-ci, nous trouvons la précipitation chimique [1], l'électrodéposition [2],

---

\* chouchane\_toufik@yahoo.fr , boukatmane@yahoo.fr , balaskaa@yahoo.fr

† chouchsam01@yahoo.fr

‡ samarmeh@yahoo.fr

l'extraction liquide - liquide [3], la coagulation-floculation [4], l'osmose inverse [5], et l'adsorption sur charbon actif [6].

Ce dernier, qui est considéré comme un traitement de choix, reste freiné par le prix élevé du matériau adsorbant.

C'est dans cet esprit que notre laboratoire s'est fixé comme objectif de développer une technique de dépollution par sorption simple, performante et respectueuse de l'environnement sur un déchet solide en l'occurrence la sciure de bois.

Dans ce travail, le plomb a été choisi pour représenter les métaux lourds contenus dans les eaux usées. Son élimination du milieu aqueux par sorption est envisagée en mode statique. Les solutions aqueuses de  $Pb^{++}$  ont été préparées à partir du nitrate de plomb dans de l'eau bidistillée. L'optimisation des paramètres influençant pouvant conduire à l'amélioration de la capacité de sorption du solide.

Le modèle de sorption de l'ion, l'ordre de sa vitesse de sorption, les domaines agissant sur cette sorption ainsi que le mécanisme réactionnel ont été déterminés expérimentalement.

## 2. MATERIELS ET METHODES EXPERIMENTALES

Les différents appareils de mesure utilisés sont: un spectromètre d'absorption atomique modèle Perkin Elmer® 3110, un pH mètre modèle Ericsson®.

Les réactifs employés dans ce procédé sont: l'acide chlorhydrique, la soude et le nitrate de plomb produit 'Merck®'.

Le protocole opératoire se traduit par la dispersion d'un gramme de sciure de bois préalablement préparé, dans un réacteur fermé à double paroi et contenant du plomb sous forme de solution synthétique, obtenu par dissolution du nitrate de plomb ( $Pb(NO_3)_2 \cdot 6H_2O$ ) dans l'eau bidistillée.

L'ensemble est relié à un dispositif de contrôle de la température et de la vitesse d'agitation des ions, assurée par un agitateur à hélices. L'ajustement du pH de la solution aqueuse est réalisé par addition d'acide  $H_2SO_4$  ou de soude NaOH.

La cinétique d'adsorption a été suivie en faisant des prélèvements de cinq millilitres toutes les deux minutes. Le dosage du plomb a été réalisé par spectrométrie d'absorption atomique [6] à l'aide d'une lampe de cathode creuse monocouche, utilisant la flamme oxydante: air- $C_2H_2$ . Les paramètres de réglage adoptés sont recommandés par Perkin Elmer [7].

## 3. RESULTATS ET DISCUSSION

### 3.1 Etude cinétique

#### 3.1.1 Mesure du temps d'équilibre

L'étude de la cinétique de l'élimination du plomb par la sciure de bois en milieu aqueux a montré que l'équilibre est atteint au bout de 10 minutes (Fig. 1). Au delà de cette durée, la concentration résiduelle en plomb reste constante.

#### 3.1.2 Optimisation des paramètres influençant

La cinétique de sorption du plomb sur la sciure de bois, soumise à l'influence de sa vitesse d'agitation, de sa concentration initiale, du pH et de la température du milieu

réactionnel, ainsi que de la taille du grain de solide a permis de mettre en évidence les conditions optimales pour une sorption maximale de l'ion à la surface du solide {  $C_{\text{Plomb}}$  : 30 mg/l ;  $\text{pH}_{\text{milieu}}$  : 4,4 ;  $V_{\text{agitation}}$  : 200 tr/min ;  $T_{\text{milieu}}$  : 20 °C ;  $\text{Granulométrie}_{\text{sciure}}$  :  $80 \leq \varnothing < 150 \mu$  ;  $M_{\text{sciure}}$  : 1 g}.

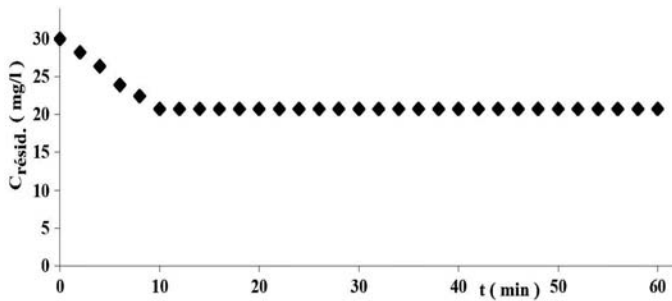


Fig. 1: Concentration résiduelle du plomb en fonction du temps

{  $C_{\text{Plomb}}$  : 30 mg/l ;  $V_{\text{agitation}}$  : 150 tr/min ;  $\text{pH}_{\text{milieu}}$  : 4,9 ;

$T_{\text{milieu}}$  : 20 °C ;  $\text{Granulométrie}_{\text{sciure}}$  :  $100 \leq \varnothing < 150 \mu$  ;  $M_{\text{sciure}}$  : 1 g

Les résultats des essais montrent que ces conditions opératoires permettent d'avoir, après 10 minutes d'agitation, une concentration résiduelle de 6,13 mg/l (Fig. 2) et un rendement égal à 79,56 %. Ces résultats sont obtenus en faisant varier les paramètres suivants:

- Vitesse d'agitation de l'ion: 50, 100, 150, 200, 250 tr/min
- pH du milieu: 2,5 - 3,5 - 4,4 - 4,9 - 5,8 et 6,4
- Température du milieu: 20, 30, 40 et 50 °C
- Granulométrie du solide:  $\varnothing < 100$ ,  $100 \leq \varnothing < 150$ ,  $150 \leq \varnothing < 200$  et  $\varnothing > 200 \mu\text{m}$
- Concentration initiale en  $\text{Pb}^{++}$  = 30 mg/l.

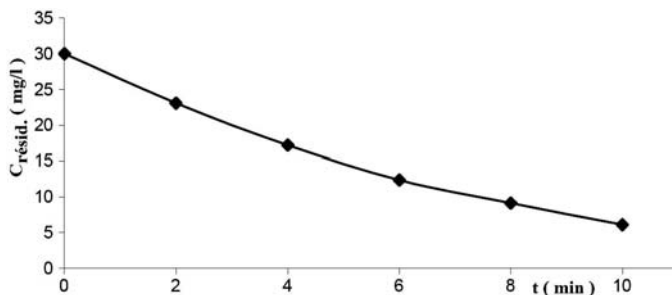


Fig. 2: Concentration résiduelle du plomb en fonction du temps

{  $C_{\text{Plomb}}$  : 30mg/l ;  $V_{\text{agitation}}$  : 200 tr/min ;  $\text{pH}_{\text{milieu}}$  : 4,4 ;

$T_{\text{milieu}}$  : 20 °C ;  $\text{Granulométrie}_{\text{sciure}}$  :  $150 \leq \varnothing < 200 \mu$  ;  $M_{\text{sciure}}$  : 1 g }

### 3.1.3 Effet de la concentration initiale

L'application du procédé d'élimination du plomb par la sciure de bois sur des solutions synthétiques à différentes concentrations (10, 20, 30, 40, 50, 60, 70, 80, 90, 100 mg/l) dans les conditions optimales déjà précitées pour un volume d'un litre, nous a

permis de déterminer la quantité maximale adsorbée à l'équilibre (Fig. 3) en s'appuyant sur la méthode des restes {équ. (1)} [8, 9].

$$\Gamma = \frac{(C_0 - C_e)}{m} \times V \quad (1)$$

Soient,  $C_0$  : Concentration initiale en soluté,  $C_e$  : Concentration résiduelle en soluté à l'équilibre,  $m$  : Masse de l'adsorbant,  $V$  : Volume de la solution.

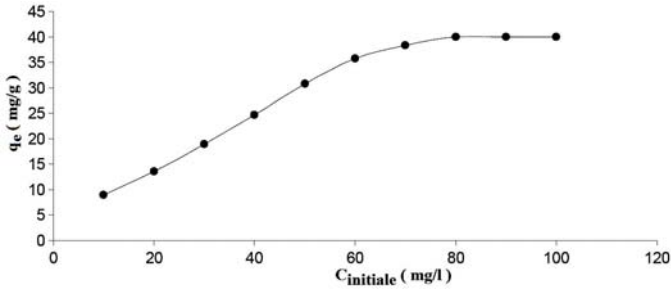


Fig. 3: Quantité adsorbée en plomb  $q_e$  en fonction de la concentration initiale  $C_e$

{  $V_{\text{agitation}}$  :200 tr/min;  $\text{pH}_{\text{milieu}}$  :4-4,4;  $T_{\text{milieu}}$  :20 °C

Granulométrie<sub>sciure</sub> : $150 \leq \varnothing < 200 \mu$ ;  $M_{\text{sciure}}$  :1 g}

L'allure de la courbe présentée dans la figure 3 présente deux aspects essentiels. Elle est du type 1, elle est linéaire et se termine par un palier de saturation à partir de 70 mg/l (solution initiale), où la quantité éliminée du plomb par la sciure de bois devient constante ( $q_e = 40,04 \text{ mg/g}$ ).

Ce résultat nous permet de conclure que cette valeur représente la quantité maximum de plomb qui peut être fixée sur un gramme de sciure de bois dans nos conditions opératoires.

### 3.2 Modélisation du phénomène d'adsorption

Afin de déterminer la capacité théorique maximale et définir le modèle, auquel obéit cette sorption, nous avons appliqué aux données expérimentales mesurées les équations des deux modèles, Freundlich et Langmuir.

L'équation du modèle de Freundlich est présentée comme suit [10]:

$$q_e = \frac{x}{m} = k \times C_e^{1/n} \quad (2)$$

La relation de Freundlich linéarisée est la suivante:

$$\log q_e = \log k + 1/n \log C_e \quad (3)$$

L'équation du modèle d'adsorption de Langmuir est donnée comme suit [11]:

$$q_e = \frac{b \times q_m \times C_e}{1 + b \times C_e} \quad (4)$$

La première version linéaire de l'équation de Langmuir:

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{q_{\max}} \times C_e + \frac{1}{q_{\max} \times b_1} \quad (5)$$

La deuxième version linéaire de l'équation de Langmuir:

$$\frac{1}{q_e} = \frac{1}{q_m b_2} \times \frac{1}{C_e} + \frac{1}{q_m} \quad (6)$$

L'application des équations de Langmuir 1<sup>ère</sup> version, de Langmuir 2<sup>ème</sup> version et de Freundlich sur les résultats des essais obtenus sont présentées sur les figures 4, 5 et 6. Les paramètres de ces trois équations sont rapportés dans les **Tableaux 1, 2 et 3**.

Selon les résultats obtenus, l'équation de Langmuir 1<sup>ère</sup> version est la plus adaptée à cette sorption que celle de Freundlich et Langmuir 2<sup>ème</sup> version.

Ce constat est démontré, d'une part par les valeurs des coefficients de régression et les valeurs des capacités maximales théoriques qui sont meilleures pour l'équation de Langmuir 1<sup>ère</sup> version (**Tableaux 1, 2 et 3**). D'autre part, ce constat est vérifié par la l'allure des courbes présentant l'isotherme de sorption, où nous constatons la présence d'un long plateau (Fig. 7) indiquant une faible formation des multicouches [12-14].

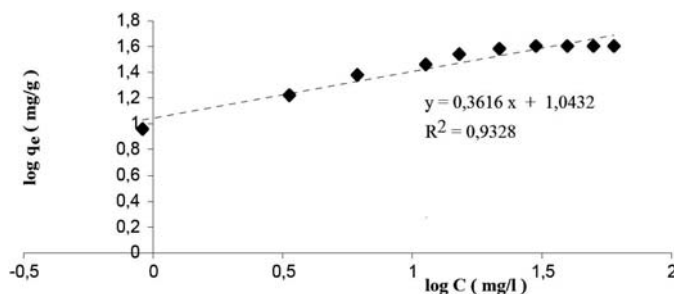


Fig. 4: Application du modèle de Freundlich pour la sorption du plomb

**Tableau 1:** Paramètres du modèle Freundlich pour la sorption du plomb

| K (mg/g)(ml/mg) <sup>1/n</sup> | n     | R <sup>2</sup> |
|--------------------------------|-------|----------------|
| 2,838                          | 2,765 | 0,93           |

**Tableau 2:** Paramètres du modèle Langmuir, 1<sup>ère</sup> version pour la sorption du plomb

| q <sub>max</sub> (mg/g) | b <sub>1</sub> (l/mg) | R <sup>2</sup> |
|-------------------------|-----------------------|----------------|
| 43,66                   | 0,230                 | 0,99           |

**Tableau 3:** Paramètres du modèle Langmuir, 2<sup>ème</sup> version pour la sorption du plomb

| q <sub>max</sub> (mg/g) | b <sub>1</sub> (l/mg) | R <sup>2</sup> |
|-------------------------|-----------------------|----------------|
| 37,17                   | 0,337                 | 0,92           |

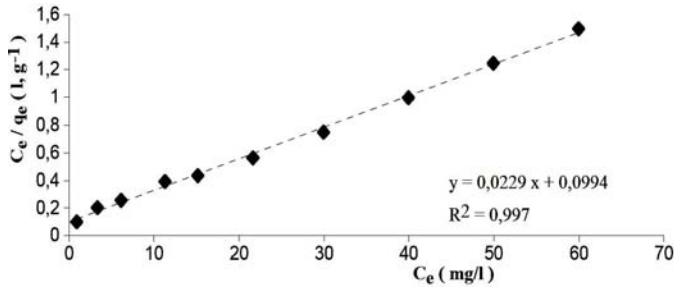


Fig. 5: Présentation du modèle de Langmuir 1<sup>ère</sup> version pour la sorption du plomb

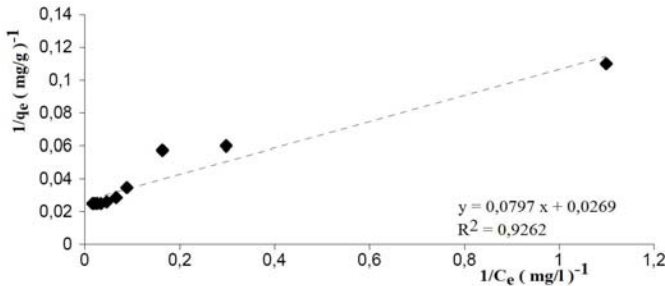


Fig. 6: Présentation du modèle de Langmuir 2<sup>ème</sup> version pour la sorption du plomb

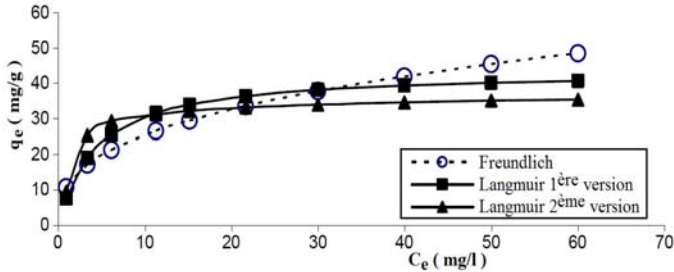


Fig. 7: Isotherme d'adsorption du plomb sur la sciure de bois

### 3.3 Cinétique de sorption: Détermination de l'ordre de la réaction

L'ordre de la réaction a été réalisé sur trois solutions de différentes concentrations 10, 20, et 30 mg/L. La masse de la sciure de bois est égale à un gramme et tous les paramètres influents sont optimisés.

#### 3.3.1 Pseudo premier ordre

La relation de Lagergren [15] basée sur la quantité adsorbée, est la première équation de vitesse établie pour décrire la cinétique de sorption dans un système liquide-solide.

Ce modèle de pseudo premier ordre est représenté par la relation suivante:

$$\frac{dq}{dt} = k_{ads} (q_e - q) \quad (7)$$

L'intégration de l'équation (7) pour les conditions aux limites:

$$q = 0 \quad \text{à} \quad t = 0 \quad \text{et} \quad q = q_e \quad \text{à} \quad t = t_{\text{équilibre}}$$

$$\ln \frac{q_e - q}{q_e} = -k_{\text{ads}} t \quad (8)$$

$q_e$  : Quantité adsorbée à l'équilibre (mg/g) ;  $q$  : Quantité adsorbée au temps  $t$  (mg/g) ;  
 $t$  : Temps du processus d'adsorption, pour notre cas, il est de 0 à 10 minutes ;  $k_{\text{ads}}$  :  
 Constante de vitesse de sorption de pseudo premier ordre ( $\text{min}^{-1}$ ).

$$\ln(q_e - q) = -k_{\text{ads}} \times t + \ln q_e \quad (9)$$

En appliquant l'équation (9) sur nos données expérimentales, nous devons obtenir une droite de pente ( $-k_{\text{ads}}$ ) et d'ordonnée à l'origine égale à  $\ln(q_e)$  [16].

Le modèle de Lagergren est vérifié si les coefficients de corrélations sont supérieurs à 0,9 ( $R^2 \geq 0,9$ ) et que les valeurs des capacités maximales de sorption à l'équilibre déterminées théoriquement sont proches aux valeurs mesurées expérimentalement [17, 18].

En traçant  $\ln(q_e - q)$  en fonction du temps  $t$  (Fig. 8), nous calculons les paramètres cinétiques du modèle Lagergren (**Tableau 4**).

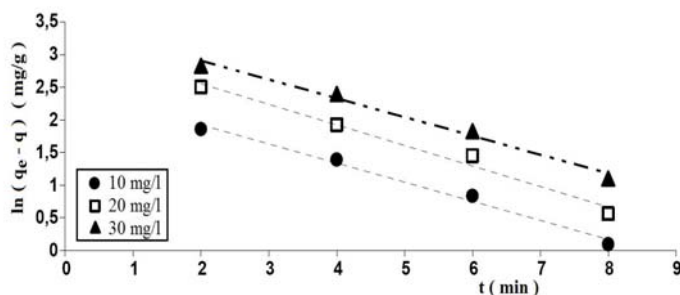


Fig. 8: Présentation du modèle de Lagergren sur la cinétique de sorption du plomb

**Tableau 4:** Paramètres cinétiques du modèle de Lagergren

| $C_0$ (mg/l) | $K$ ( $\text{min}^{-1}$ ) | $q_{e_{\text{théo}}}$ (mg/g) | $q_{e_{\text{exp}}}$ (mg/g) | $\Delta q = q_{e_{\text{exp}}} - q_{e_{\text{théo}}}$ (mg/l) | $R^2$ |
|--------------|---------------------------|------------------------------|-----------------------------|--------------------------------------------------------------|-------|
| 10           | 0,292                     | 9,09                         | 12,18                       | 3,09                                                         | 0,989 |
| 20           | 0,314                     | 16,64                        | 24,04                       | 7,40                                                         | 0,981 |
| 30           | 0,298                     | 23,87                        | 35,80                       | 11,93                                                        | 0,952 |

### 3.3.2 Pseudo second ordre

L'application du modèle de Blanchard [19] nous permet de définir le pseudo second ordre de la réaction dans un procédé de sorption.

$$\frac{dq}{dt} = k_{\text{ads}} \times (q_e - q)^2 \quad (10)$$

$q_e$  : Quantité adsorbée à l'équilibre (mg/g) ;  $q$  : Quantité adsorbée au temps  $t$  (mg/g) ;  
 $t$  : Temps du processus d'adsorption, pour notre cas, il est de 0 à 16 minutes ;  $k_{ads}$  :  
Constante de vitesse de sorption de pseudo second ordre ( $\text{min}^{-1}$ ).

En intégrant l'équation (10) et en appliquant les conditions aux limites, nous obtenons l'équation suivante:

$$\frac{t}{q} = \frac{1}{k q_e^2} + \frac{t}{q_e} \tag{11}$$

En portant  $t/q$  en fonction du temps  $t$ , nous devons obtenir une droite de pente  $1/q_e$  et d'ordonnée à l'origine  $1/k q_e^2$  (Fig. 9).

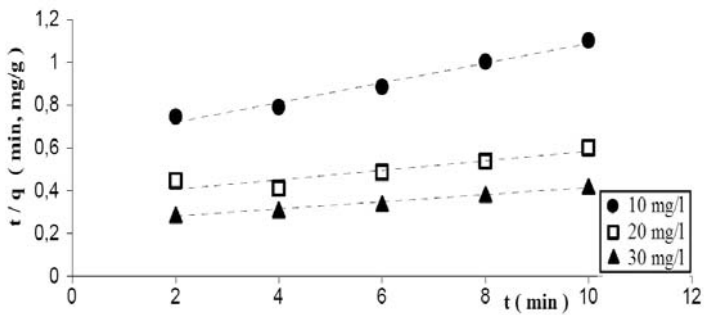


Fig. 9: Présentation du modèle de Blanchard sur trois solutions : 10, 20, 30 mg/l

Le modèle de Blanchard est vérifié seulement si les coefficients de corrélation  $R^2 \geq 0,9$  et les valeurs des capacités maximales théoriques et expérimentales sont proches [20, 21].

L'application du modèle de Blanchard, nous a permis de calculer les coefficients de corrélation et les quantités maximales théoriques pour différentes solutions étudiées.

**Tableau 5:** Paramètres cinétiques du pseudo second ordre

| $C_0$ (mg/l) | $K$ ( $\text{mg/g} \cdot \text{min}^{-1}$ ) | $q_{e_{théo}}$ (mg/g) | $q_{e_{exp}}$ (mg/g) | $\Delta q = q_{e_{exp}} - q_{e_{théo}}$ (mg/g) | $R^2$ |
|--------------|---------------------------------------------|-----------------------|----------------------|------------------------------------------------|-------|
| 10           | $3,35 \times 10^{-3}$                       | 9,09                  | 21,78                | 12,69                                          | 0,979 |
| 20           | $1,31 \times 10^{-3}$                       | 16,64                 | 45,66                | 29,02                                          | 0,839 |
| 30           | $1,13 \times 10^{-3}$                       | 23,87                 | 59,52                | 35,65                                          | 0,988 |

De ces deux étapes, nous constatons que la régression pour les deux modèles est supérieure à 90 % (**Tableaux 4 et 5**), par contre les écarts entre les capacités maximales adsorbées théoriques et expérimentales ( $\Delta q$ ) sont minimes pour le modèle de Lagergren (**Tableaux 4 et 5**).

De ce constat, nous pouvons conclure que la cinétique de sorption du plomb par la sciure de bois en milieu aqueux est du pseudo premier ordre.

### 3.4 Détermination des étapes limitantes et étude du mécanisme réactionnel

#### 3.4.1 Transport externe

Lorsque le processus de l'adsorption est contrôlé par le transport externe (résistance due à la couche limite), le tracé du logarithme de la concentration résiduelle en fonction du temps doit être linéaire [22]. Les coefficients de corrélation obtenus sont nos références pour illustrer ce mécanisme.

Le tracé des droites, le logarithme de la concentration résiduelle en fonction du temps  $\{ \ln C = f(t) \}$  nous permet de conclure que le transport externe semble être une étape contrôlant la vitesse du processus globale de sorption du plomb en solution aqueuse par la sciure de bois (Fig. 10).

Ce comportement est justifié par les résultats des essais réalisés, où nous constatons que les coefficients de corrélation pour les trois solutions de concentration (10, 20, 30 mg/l) et dans les conditions opératoires optimales sont de l'ordre de 0,95 et plus (Tableau 6).

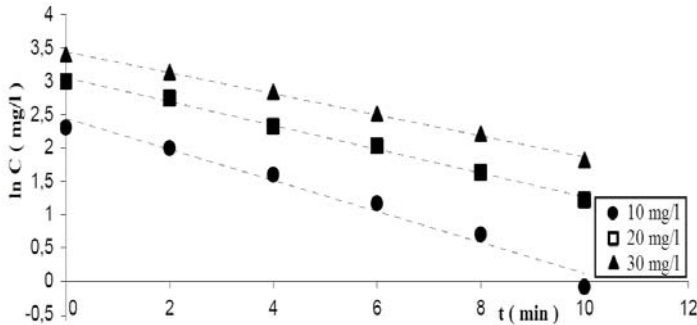


Fig. 10: Variation de  $\ln C$  en fonction du temps  $t$  (transport externe)

#### 3.4.2 Transport interne

Weber *et al.* [23] ont rapporté que si la diffusion intra particulaire est impliquée dans le processus de sorption, en portant la quantité sorbée en fonction de la racine carrée du temps, nous devons obtenir une droite. Cette étape est limitante si la droite passe par l'origine.

$$q = k_w \times \sqrt{t} + \text{cst} \quad (12)$$

$q$  : Quantité adsorbée au temps  $t$  (mg/g) ;  $t$  : Temps (min) ;  $k_w$  : Constante de vitesse de diffusion dans les pores (mg/m.min<sup>1/2</sup>).

Dans le cas où ces droites ne passent pas par l'origine, ceci indique que la diffusion dans les pores n'est pas le seul mécanisme limitant la cinétique de sorption. Il apparaît que d'autres mécanismes sont impliqués [24, 25].

Selon la figure 11, nous remarquons que l'ensemble des droites tracées issu de la fonction  $q_e = f(t^{1/2})$  ne passent pas par l'origine, ce qui démontre que la diffusion du plomb dans les pores n'est pas le seul mécanisme limitant la cinétique de sorption. Il y a sûrement d'autres mécanismes impliqués.

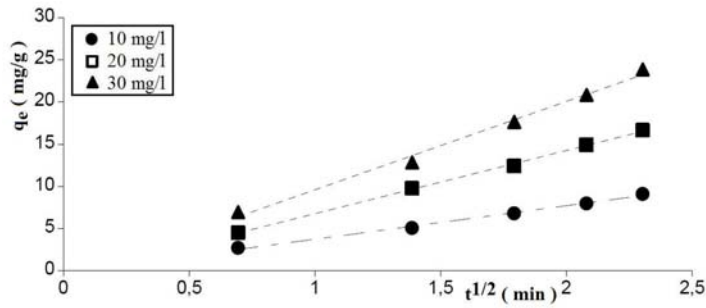


Fig. 11: Présentation du modèle Weber *et al.* (transport interne)

**Tableau 6:** Paramètres du transport interne et du transport externe

| Paramètres de Weber <i>et al.</i> |                      |       | Paramètres de transport externe |       |
|-----------------------------------|----------------------|-------|---------------------------------|-------|
| $C_0$ (mg/l)                      | ordonnée à l'origine | $R^2$ | $k_w$ (mg/g.min)                | $R^2$ |
| 10                                | 0,224                | 0,995 | 3,965                           | 0,974 |
| 20                                | 0,734                | 0,998 | 7,494                           | 0,995 |
| 30                                | 0,8719               | 0,992 | 10,484                          | 0,996 |

3.4.3 Etude du mécanisme réactionnel

Les mesures expérimentales ont révélé que la sorption du plomb par la sciure de bois en solution aqueuse et un échange cationique, où les cations de base jouent un rôle très important.

En effet, l'élimination du plomb de la solution par la sciure de bois a été suivie par la libération du calcium, magnésium et potassium (Fig. 12).

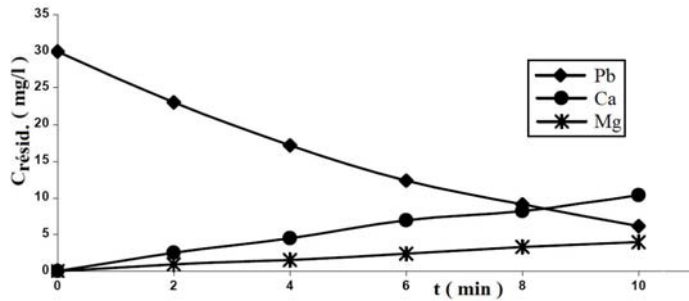


Fig. 12: Suivi de la cinétique de sorption du plomb, du calcium et du magnésium en fonction du temps

3.5 Détermination des paramètres thermodynamiques

Les paramètres thermodynamiques de la sorption du plomb par la sciure de bois peuvent être lié au coefficient de distribution ( $k_d$ ) du corps dissous entre la phase solide et la phase liquides par l'équation suivante [26, 27].

$$\Delta G^0 = -R T \times \ln k_d \quad (13)$$

$$\text{D'où } \ln k_d = -\frac{\Delta G^0}{R \times T} \quad (14)$$

Le coefficient de distribution du soluté dans l'adsorbant et dans la solution est défini par l'équation ci-dessous [28, 29]:

$$k_c = \frac{C_i - C_e}{C_e} \times \frac{V}{M} = \frac{q_e}{C_e} \quad (15)$$

R : Constante des gaz parfaits; T : Température;  $k_d$  : Coefficient de distribution du soluté dans l'adsorbant et dans la solution.

Les lois de la thermodynamique des solutions de la variation de l'enthalpie libre sont données par la relation suivante:

$$\Delta G^0 = \Delta H^0 - T \times \Delta S^0 \quad (16)$$

En remplaçant la valeur de  $\Delta G^0$  de l'équation (13) dans l'équation (16), nous obtenons l'équation suivante {éq. (17)}:

$$\ln k_d = -\frac{\Delta H^0}{R} \times \frac{1}{T} + \frac{\Delta S^0}{R} \quad (17)$$

En traçant le logarithme du coefficient de distribution du soluté dans l'adsorbant et dans la solution  $k_d$ , en fonction de l'inverse de la température  $k_d = f(1/T)$ , nous obtenons une droite (Fig. 13) qui nous permet d'appliquer l'équation (17) et déterminer l'enthalpie.

Les valeurs du coefficient de distribution  $k_d$  sont rapportées dans le **Tableau 7**, de même, la droite obtenue à partir de la fonction  $\ln k_d = f(1/T)$  est représentée par la figure 13.

**Tableau 7:** Valeurs du coefficient de distribution par rapport à différentes températures

| Température (K) | 293   | 303   | 313   | 323   |
|-----------------|-------|-------|-------|-------|
| $k_d$ (l/g)     | 1,336 | 1,216 | 1,075 | 0,974 |

En remplaçant la pente par sa valeur, nous obtenons la valeur de l'enthalpie  $\Delta H^0$ , et ensuite l'entropie  $\Delta S^0$  de l'équation 17. La variation de l'énergie libre  $\Delta G^0$  est calculée directement par l'équation (13). Les paramètres thermodynamiques sont illustrés dans le **Tableau 8**.

**Tableau 8:** Paramètres thermodynamiques à différentes températures

| Température (K)        | 293    | 303    | 313    | 293   |
|------------------------|--------|--------|--------|-------|
| $\Delta G$ ((kJ/mole)) | -0,705 | -0,493 | -0,188 | 0,070 |
| $\Delta H$ (kJ/mole)   | -8,435 |        |        |       |
| $\Delta S$ (kJ/mole.K) | -0,263 |        |        |       |

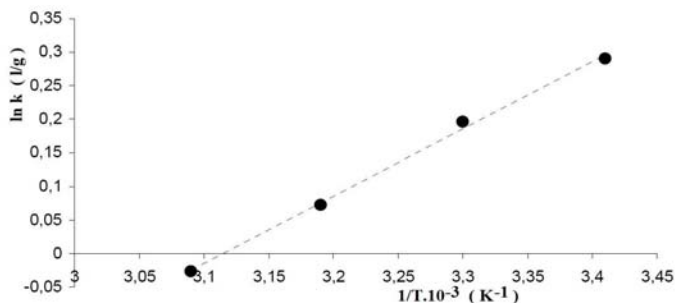


Fig. 13: Evolution de  $\ln k_d$  en fonction de  $1/T$

Du **Tableau 8**, on constate que la valeur de l'enthalpie libre standard pour des températures inférieures à 50 °C est négative ( $\Delta G^0 < 0$ ), ce qui nous permet de dire que le processus d'élimination du plomb par la sciure de bois en solution est spontané dans cet intervalle [30, 31].

D'après les valeurs des enthalpies, on remarque que le phénomène de sorption du plomb par la sciure du bois est exothermique [32, 33]. Les valeurs négatives de l'entropie indiquent qu'il y a une interaction rapide entre le plomb et la surface du solide [34].

#### 4. CONCLUSION

L'étude des propriétés sorptionnelles de la sciure de bois comme support adsorbant, nous a permis de conclure que l'élimination du plomb en milieu aqueux par ce matériau est réalisable, où la quantité maximale du plomb fixée par gramme de sciure de bois est de 40,04 mg/g.

L'équilibre est atteint après 10 minutes. Les conditions opératoires pour lesquelles la sorption du plomb est maximale, sont représentées comme suit: un pH de 4,4, la température du milieu égale à 20 °C, la granulométrie comprise entre 80 - 100  $\mu\text{m}$  et une surface activée par l'acide chlorhydrique de concentration 0,4 M.

La sorption du plomb par sciure de bois se réalise sur monocouches du fait qu'elle obéit au modèle de Langmuir. Le phénomène de sorption suit une cinétique de pseudo premier ordre et le transport interne semble une étape contrôlant la vitesse du processus globale.

Les essais expérimentaux ont révélé aussi que la sorption du plomb en solution par la sciure de bois est un échange cationique, où les cations de base (calcium, magnésium) jouent un rôle très important. L'étude thermodynamique a montré que ce procédé est spontané ( $\Delta G < 0$ ) jusqu'à une température inférieure à 40 °C, exothermique ( $\Delta H < 0$ ) et que la fixation du plomb sur la sciure de bois n'a pas d'effet sur la structure de la sciure de bois ( $\Delta S < 0$ ) .

#### REFERENCES

- [1] P. Collon, R. Fabriol and M. Buès, '*Ennuyage des Mines de Fer Lorraines: Impact sur la Qualité de l'Eau*', Comptes Rendus Géoscience, Vol. 336, N°10, pp. 889 – 899, 2004.

- [2] R. Kowalik, P. Żabiński and K. Fitzner, '*Electrodeposition of ZnSe*', *Electrochimica Acta*, Vol. 53, N°21, pp. 6184 – 6190, 2008.
- [3] F. Testard, L. Berthon and T. Zemb, '*Liquid-Liquid Extraction: an Adsorption Isotherm at Divided Interface?*', *Comptes Rendus Chimie*, Vol. 10, N°10-11, pp. 1034 – 1041, 2007.
- [4] M. Karthik, N. Dafale, P. Pathe and T. Nandy, '*Biodegradability Enhancement of Purified Terephthalic Acid Wastewater by Coagulation flocculation Process as Pretreatment*', *Journal of Hazardous Materials*, Vol. 154, Vol. 1-3, pp. 721 – 730, 2008.
- [5] A. Thekkedath, W.M. Naceur, K. Kecili, M. Sbai, A. Elana, L. Auret, H. Suty, C. Machinal and M. Pontié, '*Macroscopic and Microscopic Characterizations of a Cellulosic Ultrafiltration (UF) Membrane Fouled by a Humic Acid Cake Deposit: First Step for Intensification of Reverse Osmosis (RO) Pre-Treatments*', *Comptes Rendus Chimie*, Vol. 10, N°9, pp. 803 – 812, 2007.
- [6] Norme Afnor, NF T 90-112.
- [7] Support Technique Perkin Elmer, Part N°0303-0152.
- [8] M. Erdem, A. Ozverdi, '*Lead Adsorption from Aqueous Solution Onto Siderite*', *Separation and Purification Technology*, Vol. 42, N°3, pp. 259 – 264, 2005.
- [9] H.F. Gercel and Ö. Gercel, '*Adsorption of Lead(II) Ions from Aqueous Solutions by Activated Carbon Prepared from Biomass Plant Material of Euphorbia Rigida*', *Chemical Engineering Journal*, Vol. 132, N°1-3, pp. 289 – 297, 2007.
- [10] H.M.F. Freundlich, '*Über die Adsorption in Lösungen*', *Zeitschrift für Physikalische Chemie*, Vol. 57A, pp. 385 - 470, 1906.
- [11] I. Langmuir, '*The Constitution and Fundamental Properties of Solids and Liquids. Part I. Solids*', *Journal of the American Chemical Society*, Vol. 38, N°11, pp. 2221 – 2295, 1916.
- [12] F. Perinau, K. Farag, J. Molinier and A. Gaser, '*Adsorption de Colorants Ioniques sur des Fibres de Laine Carbonisées*', *The Canadian Journal of Chemical Engineering*, Vol. 60, N°3, pp. 377 – 383, 1982.
- [13] Y.S. Ho and G. McKay, '*Application of Kinetic Models to the Sorption of Copper(II) on to Peat*', *Adsorption Science and Technology*, Vol. 20, N°8, pp. 795 – 817, 2002.
- [14] F.Y. Sun, J.L. Chen, A.M. Li, F.Q. Liu and Q.X. Zhang, '*Adsorption of Phenol from Aqueous Solution by Aminated Hypercrosslinked Polymers*', *Adsorption Science and Technology*, Vol. 23, N°4, pp. 335 – 346, 2005.
- [15] Y.S. Ho and G. McKay, '*Two-Stage Batch Sorption and Optimized Design for Dye Removal*', *Trans Institution of Chemical Engineers*, Vol. 76, Part B, pp. 183 – 191, 1998.
- [16] E.L. Cochrane, S. Lu, S.W. Gibb and I. Villaescusa, '*A Comparison of Low-Cost Biosorbents and Commercial Sorbents for the Removal of Copper from Aqueous Media*', *Journal of Hazardous Materials*, Vol. 137, N°1, pp. 198 – 206, 2006.
- [17] R. Ahmad, '*Sawdust: Cost Effective Scavenger for the Removal of Chromium(III) Ions from Aqueous Solutions*', *Water, Air and Soil Pollution*, Vol. 163, N°1-4, pp. 169 – 183, 2005.
- [18] A. Agrawal and K.K. Sahu, '*Kinetic and Isotherm Studies of Cadmium Adsorption on Manganese Nodule Residue*', *Journal of Hazardous Materials*, Vol. 137, N°2, pp. 915 – 924, 2006.
- [19] Y.S. Ho and G. McKay, '*Pseudo-Second Order Model for Sorption Processes*', *Process Biochemistry*, Vol. 34, N°5, pp. 451 – 465, 1999.

- [20] Y.S. Ho and G. McKay, 'Sorption of Dyes and Copper Ions Onto Biosorbents', *Process Biochemistry*, Vol. 38, N°7, pp. 1047 – 1061, 2003.
- [21] Y.S. Ho, 'Second-Order Kinetic Model for the Sorption of Cadmium Onto Tree Fern: A Comparison of Linear and Non-Linear Methods', *Water Research*, Vol. 40, N°1, pp. 119 – 125, 2006.
- [22] D.M. Nevskaia, A. Santianes, V. Munoz and A. Guerrero-Ruizi, 'Interaction of Aqueous Solutions of Phenol with Commercial Activated Carbons: An Adsorption and Kinetic Study', *Carbon*, Vol. 37, N°7, pp. 1065 – 1074, 1999.
- [23] J.R. Weber and J.C. Morris, 'Kinetics of Adsorption on Carbon from Solution', *Journal of Sanitary Engineering Division, American Society Civil Engineering*, Vol. 89 (SA2), p. 31, 1963.
- [24] M. Sarkara, P.M. Acharya and B. Bhattacharya, 'Modeling the Adsorption Kinetics of Some Priority Organic Pollutants in Water From Diffusion and Activation Energy Parameters', *Journal of Colloid and Interface Science*, Vol. 266, N°1, pp. 28 – 32, 2003.
- [25] V.C. Srivastava, M.M. Swamy, D. Malli, B. Prasad and I.M. Mishra, 'Adsorptive Removal of Phenol by Bagasse Fly Ash and Activated Carbon: Equilibrium, Kinetics and Thermodynamics', *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, Vol. 272, N°1-2, pp. 89 – 104, 2006.
- [26] K.S. Vijay and N.T. Perm, 'Removal and Recovery of Chromium (VI) from Industrial Waste Water', *Journal of Chemical Technology Biotechnology*, Vol. 69, N°3, pp. 376 – 382, 1997.
- [27] B.K. Nandi, A. Goswami, M.K. Purkait, 'Removal of Cationic Dyes from Aqueous Solutions by Kaolin: Kinetic and Equilibrium Studies', *Applied Clay Science*, Vol. 42, N°3-4, pp. 583 – 590, 2009.
- [28] M. Alkan, Ö. Demirbaş and M. Doğan, 'Adsorption Kinetics and Thermodynamics of an Anionic Dye Onto Sepiolite', *Microporous and Mesoporous Materials*, Vol. 101, N°3, pp. 388 – 396, 2007.
- [29] E. Eren, B. Afsin and Y. Onal, 'Removal of Lead Ions by Acid Activated and Manganese Oxide-Coated Bentonite', *Journal of Hazardous Materials*, Vol. 161, N°2-3, pp. 677 – 685, 2009.
- [30] S.P. Dubey and K. Gopal, 'Applicaton of Natural Adsorbent from Silver Impregnated *Arachis Hypogaea* Based Thereon in the Processes of Hexavalent Chromium for the Purification of Water', *Journal of Hazardous Materials*, Vol. 164, N°2-3, pp. 968 – 975, 2009.
- [31] A.Sarý and M. Tuzen, 'Kinetic and Equilibrium Studies of Biosorption of Pb(II) And Cd(II) from Aqueous Solution by *Macrofungus (Amanita Rubescens)* Biomass', *Journal of Hazardous Materials*, Vol. 164, N°2-3, pp. 1004 – 1011, 2009.
- [32] M. Kara, H. Yuzer, E. Sabah, M.S. Celik, 'Adsorption of Cobalt from Aqueous Solutions onto Sepiolite', *Water Research*. Vol. 37, N°1, pp. 224 – 232, 2003.
- [33] S. Hasan, M.A. Hashim, B. Sen Gupta, 'Adsorption of Ni(SO<sub>4</sub>) on Malaysian Rubber-Wood Ash', *Bioresource Technology*, Vol. 72, N°2, pp. 153 – 158, 2000.