

ELIMINATION DE POLLUANTS MINERAUX ET ORGANIQUES DES EAUX PAR ADSORPTION SUR UNE BENTONITE SODIQUE

LEILA YOUCEF., ABD EL KADER OUAKOOUAK., SAMIA ACHOUR.

Laboratoire de Recherche en Hydraulique Souterraine et de Surface – LARHYSS –
Université de Biskra, B.P. 145, R.P., Biskra, Algérie
E-mail : lyoucef2@yahoo.fr ; ouakouakk@yahoo.fr ; samia.achour@Larhyss.net,

I- INTRODUCTION

La prise de conscience du problème des polluants minéraux et organiques dans les eaux destinées à la consommation humaine a conduit les pouvoirs publics à mettre en place des législations de plus en plus sévères vis-à-vis des rejets d'origines diverses (industrielles, urbaines ou agricoles). Parmi les polluants minéraux, on trouve le fluor, le cuivre et les phosphates. Et parmi les polluants organiques, on trouve la caféine et les herbicides comme le diuron et l'atrazine. Ces polluants sont dotés de propriétés chimiques particulières qui leur confèrent une toxicité aussi bien vis-à-vis de l'être humain qu'à l'égard des organismes du règne animal et parfois même végétal.

Le fluor est un oligo-élément indispensable à la minéralisation de l'os et confère à l'émail dentaire une résistance contre la carie. Cependant, l'apport de quantités excessives (OMS, 2004) est à l'origine de troubles fonctionnels atteignant en particulier le système ostéodentaire. Ces effets sont connus sous le terme de " Fluoroses".

La toxicité du cuivre par l'ingestion d'eau est inhabituelle chez l'homme. De plus, les sels de cuivre ayant une saveur très désagréable, de fortes teneurs n'incitent pas le consommateur à boire une telle eau. La concentration de cuivre pour laquelle est détectée une mauvaise saveur est située entre 1 et 2 mg/l, et des concentrations supérieures à 5mg/l rendent l'eau imbuvable. Des taches peuvent apparaître sur le linge et les équipements sanitaires pour des doses supérieures à 1mg/l (Potelon et Zysman, 1998).

Les phosphates font partie des anions assimilables par le corps de l'être humain. Leur présence dans les eaux à fortes concentration (teneurs supérieures à 0,2 mg/l) favorise le développement massive d'algues, lesquelles conduisent à l'eutrophisation des lacs et des cours d'eau (Kellil et Bensafia, 2003).

Les composés organiques contenus dans les eaux naturelles sont d'une part responsables d'un certain nombre de problèmes, coloration et odeur, et d'autre part, ils sont quelquefois toxiques pour l'être humain et l'environnement (Yaacoubi et Ayele, 1998).

Les pesticides, tel que le diuron et l'atrazine, peuvent laisser des résidus toxiques dans l'air, le sol et l'eau. Certains sont neurotoxiques, d'autres embryologiques, mutagènes, tératogènes ou cancérigènes et leur utilisation massive dans les secteurs agricole, constitue de ce fait une réelle menace à la fois pour l'environnement et pour la santé humaine (Jawich, 2006).

Du fait de sa large utilisation dans les denrées alimentaires, boissons et médicaments, la caféine a été détectée dans les eaux de surface et dans les eaux souterraines du monde entier (Mohapatra et al., 2006).

La diversité de ces produits et le niveau de concentration atteint dans les dernières années exige des méthodes d'élimination efficaces qui garantissent en bout de chaîne de traitement des concentrations résiduelles satisfaites aux normes de potabilité.

L'objectif de notre travail est d'étudier le pouvoir adsorbant d'une bentonite sodique vis-à-vis de l'élimination de polluants minéraux (fluor, phosphates et cuivre) et de polluants organiques des eaux (diuron, atrazine et caféine). La bentonite utilisée est prélevée au Sud Est de Maghnia (Algérie).

Les essais ont été réalisés en solutions synthétiques d'eau distillée. En réacteur statique, nous avons suivi la cinétique d'adsorption de chaque polluant individuellement avec une masse constante de bentonite.

II- PROCEDURE EXPERIMENTALE

L'argile que nous avons utilisée est une bentonite riche en montmorillonite provenant du gisement de Hammame Boughrara situé à Maghnia. C'est une bentonite de couleur blanche. Elle est sodique, de pH légèrement acide (6,2). Les essais d'adsorption ont été réalisés en réacteur statique par mise en contact d'une solution d'eau distillée contenant individuellement l'élément à étudier avec une masse constante de bentonite (tableau 1). La suivi de la teneur résiduelle en chaque élément et du pH a été effectué en fonction du temps d'agitation.

Tableau 1 : composés et dose de bentonite utilisés pour la réalisation des essais

Elément	F ⁻	PO ₄ ³⁻	Cu ²⁺	Diuron	Atrazine	Caféine
Concentration (mg/l)	4	5	5	20	20	5
Produit utilisé	NaF	Na ₂ HPO ₄	CuSO ₄ , 5H ₂ O	C ₉ H ₁₀ Cl ₂ N ₂ O	C ₈ H ₁₄ ClN ₅	C ₈ H ₁₀ N ₄ O ₂
Dose de bentonite utilisée (g/l)	2	2	2	0,5	0,5	0,5

Le suivi de la teneur résiduelle du fluor, du cuivre et des composés organiques a été effectué pendant 6 heures. Pour le traitement des phosphates, les solutions synthétiques sont agitées durant 27 heures.

Les prélèvements au cours du temps ainsi que le dosage de chaque élément traité permettent de suivre les cinétiques d'adsorption sur la bentonite.

Les échantillons des solutions prélevées sont filtrés sous vide à l'aide d'une membrane à 0,45 µm de porosité. Nous effectuons ensuite la mesure du pH final et la teneur résiduelle de l'élément. Le pH et le fluor résiduel ont été déterminés par la méthode potentiométrique. La teneur du cuivre et des phosphates résiduels ont été mesurés par utilisation de la méthode photométrique. La concentration résiduelle de chaque composé organique a été déterminé à partir de l'absorbance en UV sur un spectrophotomètre à une longueur d'onde spécifique à chaque composé (diuron (λ = 211 nm), atrazine (λ = 222 nm), caféine (λ = 272 nm)).

III- RESULTAS ET DISCUSSION

III-1- Essais d'élimination des polluants minéraux

Les cinétiques d'adsorption sont suivies pour une teneur initiale constante soit en fluor (4 mg/l), en cuivre (5 mg/l) ou en phosphates (5 mg/l) pour une dose constante de bentonite (2g/l).

Les résultats présentés sur la figure 1 montrent que la cinétique de fixation du fluor sur la bentonite peut atteindre l'équilibre après 3 heures d'agitation avec un rendement de 20 %. Au-delà, le rendement d'élimination du fluor reste pratiquement stable. Ce qui est prouvé par Kau et al. (1997) et Youcef (2006) qui ont signalé que la bentonite brute possède un pouvoir d'adsorption irréversible si l'on prolonge le temps de contact après l'équilibre.

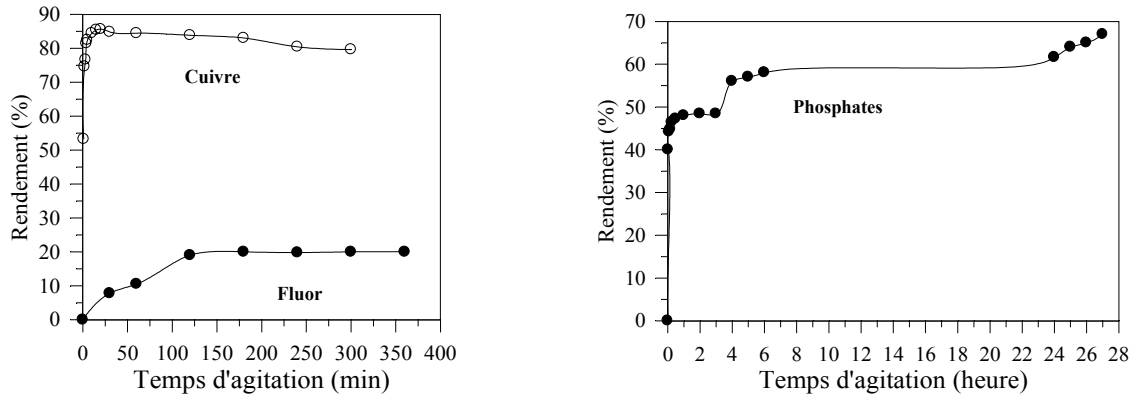


Fig.1. Cinétiques d'élimination du fluor ($C_0 = 4\text{mg/l}$), du cuivre ($C_0 = 5\text{ mg/l}$) et des phosphates ($C_0 = 5\text{ mg/l}$) sur bentonite (2 g/l).

Nous pouvons constater que la cinétique de fixation du cuivre sur la bentonite est très rapide. Le temps d'équilibre peut être estimé à 20 minutes. Ce temps correspond au maximum d'efficacité de l'adsorption du cuivre sur bentonite qui atteint (85,6 %). Au-delà de ce temps, nous pouvons observer un phénomène de désorption du polluant par la bentonite. Ce qui démontre avant tout la réversibilité des échanges mis en jeu et la nature physique des interactions bentonites cuivre (Youcef et Achour, 2006).

Sur la figure1, nous pouvons constater également que les rendements d'élimination des phosphates varient avec le temps de contact. Le temps d'équilibre est assez long et il n'est pas atteint pendant la durée de l'essai (27 heures). Le meilleur résultats a été noté avec un rendement d'élimination des phosphates égal à 67 % à 27 heures d'agitation. L'augmentation des rendements d'élimination des phosphates peut être reliée à l'adsorption des anions phosphates sur la bentonite. Cousin (1980) affirme que la seule possibilité d'échange d'anions en utilisant les argiles serait le remplacement dans la structure de l'argile des ions hydroxydes par d'autres anions.

III-2 Essais d'élimination des polluants organiques

La figure 2 présente les courbes de la variation de la cinétique de chaque composé organique sur la bentonite sodique de Maghnia ($0,5\text{ g/l}$). Les résultats optima des essais sont récapitulés dans le tableau 2.

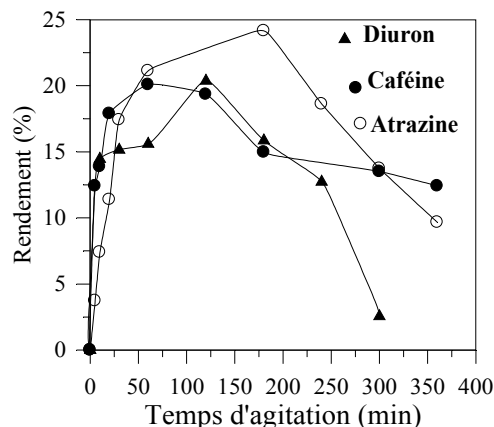


Fig.2. Cinétiques d'élimination du diuron ($C_0 = 20\text{ mg/l}$), de l'atrazine ($C_0 = 20\text{ mg/l}$) et de la caféine ($C_0 = 5\text{ mg/l}$) sur bentonite ($0,5\text{g/l}$).

Au vu de ces résultats nous pouvons remarqué que le rendement d'élimination augmente jusqu'au temps d'équilibre qui varie selon la nature de l'adsorbat. Au-delà de ce temps, le taux de rétention des trois composés organiques diminue.

D'une façon générale, les taux de rétention des trois composés sur la bentonite sodique de Maghnia à l'état brut restent pratiquement faibles. Comme dans le cas de l'élimination des phosphates et du fluor.

Tableau 2 . Rendements maxima d'élimination des composés organiques et temps d'équilibre. Masse de bentonite = 0,5 g/l.

Composé organique	Rendement max (%)	Temps d'équilibre (h)
Diuron (Co = 20 mg/l)	20,36	2
Atrazine (Co= 20 mg/l)	24,14	3
Caféine (Co = 5 mg/l)	20,07	1

IV- CONCLUSION

L'objectif de ce travail était de tester le pouvoir adsorbant de la bentonite sodique de Maghnia (Algérie) pour l'élimination de polluants minéraux (F^- , Cu^{2+} et PO_4^{3-}) et organiques (diuron, atrazine et caféine).

Cette étude a montré que la réaction de fixation du cuivre est très rapide (temps d'équilibre de 20 minutes). Le temps d'équilibre d'adsorption du fluor du diuron de l'atrazine et de la caféine varie entre 1 heure et 3 heures. Par contre lors de l'élimination des phosphates, le temps d'équilibre est assez long et il n'est pas atteint pendant la durée de nos essais (27 heures).

un phénomène de désorption a pu être observé lors de l'élimination du cuivre, du diuron, de l'atrazine et de la caféine démontrant la réversibilité des échanges mis en jeu et la nature physiques des interactions bentonite/ polluant.

Les résultats obtenus ont mis en évidence que l'utilisation de cette bentonite à l'état brut permet d'aboutir à des rendements d'élimination très satisfaisants pour le cuivre par contre les rendements d'élimination du F^- , PO_4^{3-} , diuron, atrazine et de la caféine restent assez faibles.

Références bibliographiques

- COUSIN S. (1980). Contribution à l'amélioration de la qualité des eaux destinées à l'alimentation humaine par utilisation d'argiles au cours des traitements de floculation décantation, Thèse de Doctorat 3^{ème} cycle, Université Paris V, France.
- JAWICH D.(2006). Etude de la toxicité de pesticides vis-à-vis de deux genres de levures :approche cinétique et moléculaire, Thèse de doctorat, Université de Toulouse.
- KAU P.M.H., SMITH D.W., BINING P. (1997). Fluoride retention by kaolin clay, journal of contaminant hydrology, 28, 267-288.
- KELLIL A., BENSALIA D. (2003). Elimination des phosphates par filtration directe sur lit de sable, Rev, Sci, Eau, 16(3), 317-332.
- MOHAPATRA B., HARRIS N., NORDIN R., MAZUMDER A.(2006). Purification and characterization of a novel caffeine oxidase from *Alcaligenes* species, Journal of Biotechnology. , 125 ,319–327.
- O.M.S. (2004). Guidelines for drinking-water quality, third edition, Volume1–Recommendation, Geneva.
- POTELON J. L., ZYSMAN K. (1998). Le guide des analyses de l'eau potable, Edition, La Lettre du Cadre Territorial, Voiron, France.

- YAACOUBI A et AYELE J.(1998). Sorption de l'atrazine et de diuron sur charbon actif en poudre en présence de tensioactifs, ions calcium et bichromate. Essai de modélisation. Rev. Sci. Eau., 12(2), 389-406.
- YOUCEF L. (2006). Elimination de polluants minéraux des eaux par des procédés physico-chimiques de précipitation et d'adsorption. Thèse de Doctorat en Sciences en Hydraulique, Département d'hydraulique, Université de Biskra.
- YOUCEF L., ACHOUR S. (2006). Elimination du cuivre par des procédés de précipitation chimique et d'adsorption, Courrier du Savoir Scientifique et Technique, 7, 59-65, Université de Biskra, Algérie.