

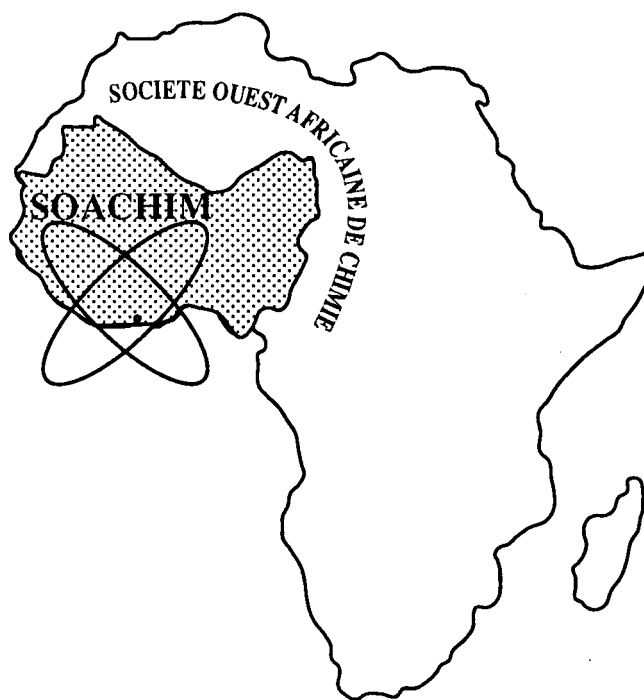
Etude expérimentale de l'élimination du calcium des eaux usées par des charbons actifs mésoporeux

**Yacouba Sanou, Kwamivi N. Ségbéaya, Samuel Paré,
Gnon Baba, L. Yvonne Bonzi-Coulibaly**

Journal de la Société Ouest-Africaine de Chimie

J. Soc. Ouest-Afr. Chim.(2019), 047 : 52 - 60

24^{ème} Année, Juin 2019



ISSN 0796-6687

Code Chemical Abstracts : JSOCF2

Cote INIST (CNRS France) : <27680>

Site Web: <http://www.soachim.org>

Etude expérimentale de l'élimination du calcium des eaux usées par des charbons actifs mésoporeux

**Yacouba Sanou ^{(1)*}, Kwamivi N. Ségbéaya ⁽²⁾, Samuel Paré ⁽¹⁾, Gnon Baba ⁽²⁾,
L. Yvonne Bonzi-Coulibaly ⁽¹⁾**

(1) Laboratoire de Chimie Analytique, Environnementale et Bio-Organique (LCAEBiO), Université Ouaga 1 Pr. Joseph KI-ZERBO, 03 BP 7021 Ouagadougou 03. Burkina Faso. Tel: +226 25 30 70 64

(2) Laboratoire d'Assainissement Sciences de l'Eau et Environnement (LASEE), Université de Kara, Faculté des Sciences et Techniques (FaST), BP 404, Togo, Tel /Fax: +228 99 57 13 13.

(Reçu le 06/09/2018 – Accepté après corrections le 05/07/ 2019)

Résumé : De par leur composition, les eaux usées constituent une menace pour la santé humaine, animale et environnementale. Cependant, ces eaux peuvent servir à l'irrigation, à la production d'énergie et parfois à l'approvisionnement en eau potable si elles sont bien traitées. L'objectif du présent travail est d'évaluer la capacité d'élimination du calcium présent dans les eaux usées par des charbons actifs mésoporeux préparés par activation chimique à partir de la balle de riz. Les caractéristiques physico-chimiques des échantillons d'eaux usées sont déterminées à l'aide de méthodes analytiques standards. Les résultats des tests d'adsorption en mode batch indiquent que le pH, le temps de contact et la concentration initiale en calcium ont une importante influence sur l'adsorption du calcium. Cette élimination du calcium est optimale en milieu basique avec une capacité maximale de 30,66 mg/g durant 60 min de contact, pH=8 et 0,1 g du charbon CAG-Acide. Le processus se fait par adsorption monocouche telle qu'indiquées par les isothermes de Langmuir et suivant le modèle de pseudo-premier ordre sur le charbon activé par une base (CAG-Base) et de pseudo-second ordre sur le charbon activé par l'acide phosphorique (CAG-Acide).

Mots clés : Adsorption, eaux usées, calcium, charbons actifs.

Experimental study of the removal of calcium from wastewaters using mesoporous activated carbons

Abstract: Waste waters constitute an environmental threat for human and animal health. However, waste waters could be used for irrigation, energy production and drinkable water supply if they are well treated. This present work aims to study the removal of calcium from waste waters using mesoporous activated charcoals. Activated charcoals are obtained from rice husk through a chemical activation using phosphoric acid (CAG-Acide) and sodium hydroxide (CAG-Base). Physico-chemical characteristics of waste waters samples have been determined using standards analytical methods. Batch experiments have been used for the removal of calcium. Results showed that parameters including pH, contact time and initial calcium concentration have a strong effect on the process of the removal. The best removal was obtained under basic conditions with an adsorption capacity of 30.66 mg/g during 60 min of contact time and pH 8 using CAG-Acide. Langmuir and Freundlich's isotherms concluded an adsorption process occurred on monolayer following pseudo-first order with CAG-Base and pseudo-second order using CAG-Acid.

Key words: Adsorption, activated charcoals, calcium, waste waters.

* **Auteur correspondant :** prosper_yacson@yahoo.fr

1. Introduction

Dans la plupart des pays en développement, les eaux usées urbaines constituent une menace environnementale pour la santé humaine et animale. Ces eaux sont caractérisées par de fortes teneurs en polluants organiques, de fortes variations de pH, une demande chimique en oxygène (DCO) élevée, une faible biodégradabilité, voire donc une biotoxicité accrue à l'égard des bactéries^[1-3]. La présence de ces eaux dans les écosystèmes entraîne des maladies telles que le paludisme, le choléra, l'onchocercose, la filariose, la fièvre jaune, la dengue, les arboviroses et les hépatites^[4]. Cependant, elles peuvent servir dans certaines conditions (concentration de polluants, toxicité, biodégradabilité, etc.) à l'irrigation, à la production d'énergie et parfois d'eau de consommation^[5].

La dépollution des eaux reste un défi à relever pour éviter la dégradation des équilibres écologiques et répondre aux besoins en eau douce. Certains polluants des eaux usées tels que les phosphates et les nitrates sont toxiques à la vie aquatique et contribuent à l'eutrophisation des eaux de surface^[6]. Par combinaison avec les phosphates, le calcium régule la quantité de phosphore par des réactions de précipitation ou de complexation dans les eaux de surface. Plusieurs techniques de traitement telles que l'échange d'ions^[7], la coagulation-microfiltration^[8], l'osmose inverse^[9] et bien d'autres ont été développées pour réduire ou éliminer des contaminants dans les eaux. Parmi celles-ci, l'adsorption celles basées sur l'adsorption avec par le charbon actif comme connu être l'adsorbant est la plus populaire utilisé dans le traitement des eaux^[10,11]. Les charbons actifs (CA) peuvent être préparés à partir de résidus naturels lignocellulosiques ou de matières premières organiques riches en carbone^[12-14] telles que le bois et les coques de jatropha^[15, 16], la balle de riz^[13, 14], l'épi de maïs^[17], les noix de coco^[18, 19], la lignine^[20], la peau de banane et les coques d'arachides^[17, 21-23], le bois de tamarinier^[24] et d'eucalyptus^[25]. Une étude antérieure a montré l'efficacité du CA obtenu à partir de balle de riz pour l'abattement de la demande chimique en oxygène en mode batch^[12]. Cependant, la capacité d'adsorption de ces charbons n'a pas été étudiée dans le cas d'un cation métalloïdique. Ainsi, l'objectif de ce travail est d'évaluer la capacité d'élimination du calcium par les charbons lors de leur utilisation comme adsorbants et étudier la cinétique du processus. La méthode batch est utilisée pour les expériences d'élimination du calcium en utilisant cinq échantillons d'eaux usées.

2. Matériel et méthodes

2.1. Echantillonnage d'eaux usées

Les échantillons d'eaux usées sont collectés sur cinq (05) sites de la ville de Kara au Togo autour de la rivière Kara. Ces sites nommés E1, E2, E3, E4 et E5 sont identifiés comme des sources potentielles de pollution organique de la rivière Kara à travers la diffusion et l'acheminement des déchets ménagers de la ville de Kara au Togo^[26]. Le pH, la température et la conductivité sont mesurés in situ avec un pH-mètre (InoLab 730, WTW) et un conductimètre (HI 99300, Hanna). Les matières en suspension (MES) sont déterminées après filtration et la DBO₅ est quantifiée par une méthode manométrique utilisant un respiromètre (OxiDirect 410253, Aqualytic® postfach). Les nitrites sont analysés par une méthode colorimétrique utilisant le réactif de Zambelli tandis que les nitrates sont déterminés avec la méthode de Brucine avec un spectromètre UV-visible (6305, Jenway). La DCO est mesurée par la méthode colorimétrique à reflux ouvert suivie de titration.

2.2. Méthodes expérimentales

2.2.1. Méthode batch

La méthode batch a été utilisée pour le traitement. Elle a consisté à mettre des solutions sous un mouvement d'ensemble en agitation. Expérimentalement, 50 mL d'eaux usées et 0,1 g de charbon actif sont mis dans un erlenmeyer de 100 mL. Après agitation durant un temps donné à la vitesse de 200 rpm et à température ambiante, ces solutions sont filtrées sur du papier wattman (0,1 mm d'épaisseur) et les teneurs restantes de la DCO et du calcium sont déterminées.

2.2.2. Analyse du calcium

L'EDTA (Prolabo) est utilisé en milieu tampon ammoniacal (pH=9,2) en présence du noir d'ériochrome T (NET) pour déterminer la teneur en calcium selon le mode opératoire suivant :

20 mL d'eaux usées ont été introduits dans un bécher auquel on a ajouté 10 mL d'une solution tampon ammoniacal. Le mélange a été titré par une solution d'EDTA 0,02 M en présence du noir d'ériochrome T (NET) jusqu'au point de virage marqué par l'apparition de la coloration bleue. L'équation 1 permet de calculer la teneur en calcium :

$$[\text{Ca}^{2+}] \text{ (mg/L)} = 16 \cdot V_{\text{EDTA}} \quad (1)$$

Avec V_{EDTA} = volume d'EDTA consommé jusqu'au virage (en mL)

2.3. Méthodologie de l'étude des isothermes et de la cinétique du processus

Pour déterminer la cinétique d'adsorption, les expériences en batch étaient conduites. Nous avons fait varier le temps de contact entre 15 et 80 min avec un échantillon d'eaux usées contenant initialement 66,96 mg Ca/L utilisant 0,1 g de CA à pH 8 et 25±2 °C. Ces intervalles de temps sont choisis suite aux résultats préliminaires antérieurement obtenus en utilisant les mêmes charbons [12, 27]. Les concentrations initiales en calcium rangées de 11,2 à 78,4 mg/L à partir des échantillons d'eaux usées brutes ont servi à étudier les modèles d'isotherme. Les capacités des adsorbants correspondant aux concentrations initiales et aux temps de contact sont exploitées pour l'étude des isothermes et de la cinétique du processus. La capacité d'adsorption (q_e) est calculée comme suit :

$$q_e = \frac{C_0 - C_e}{m} \times V \quad (2)$$

C_0 et C_e sont respectivement la concentration initiale et celle à l'équilibre du calcium (mg/L).

V représente le volume de la solution (L) et m la masse de l'adsorbant (g).

2.4. Préparation et caractéristiques des charbons actifs

La balle de riz (BR) de variété TS2 est collectée dans les champs de production de riz à Koubri (Burkina Faso). La poudre de balle de riz (PBR) est obtenue en pillant la balle de riz lavée et séchée suivie d'un tamisage avec un tamis de 0,1 mm de pores. Les charbons sont préparés par activation chimique selon une méthode similaire à celle de Thajeel *et al.* [13] avec l'étape de lave du charbon après la calcination. Les solutions de H_3PO_4 0,2 M (Sigma-Aldrich) ou NaOH 0,16 M (Prolabo) ont servi à l'activation de la balle de riz. Le charbon activé par H_3PO_4 est appelé CAG-Acide et celui activé par NaOH désigné CAG-Base. La méthode de Barrett, Joyner et Halenda (BJH) a révélé que les charbons préparés sont mésoporeux comme indiqué par Sanou *et al.* [12].

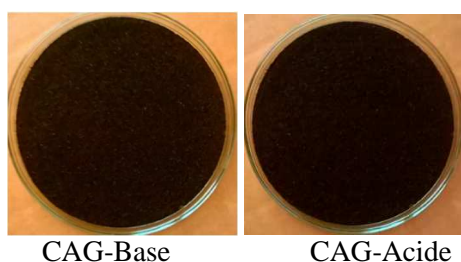


Figure 1 : Photos des charbons actifs préparés

Les caractéristiques physico-chimiques des charbons sont listées dans le tableau I.

Tableau I: Caractéristiques physico-chimiques des charbons [12]

Propriétés	CAG-Acide	CAG-Base
pH _{PCN}	5,96	7,95
Surface BET (m ² /g)	144,9	19,45
Volume poreux (cm ³ /g)	0,13	0,035
Diamètre poreux (nm)	7,16	7,18
Densité apparente (g/ml)	0,536	0,537
Taux d'humidité (%)	4,65	2,58
Porosité résiduelle (%)	86,5 - 97	86-97

3. Résultats et discussion

3.1. Composition physico-chimique des échantillons d'eau usée

Les caractéristiques de ces échantillons d'eau usée sont données dans le tableau II. Il en ressort que ces eaux usées sont biodégradables comme indiqué par le ratio DCO/DBO₅ inférieur à 3 [28]. Ces eaux usées renferment moins de matières oxydables et elles peuvent ainsi être traitées par des techniques physico-chimiques (adsorption, filtration, couplage de procédés, etc.) ou par des procédés d'épuration biologique.

3.2. Influence du pH

Des échantillons de calcium de pH variant entre 2 et 10 sont préparés par ajustement avec des solutions de NaOH 0,1 M et HNO₃ 0,1 M pour évaluer l'effet du pH sur l'adsorption du calcium par la PBR. Les résultats montrent que la capacité d'adsorption augmente de 0,98 à 5,06 mg/g lorsque le pH augmente de 2 à 10 selon deux phases (figure 1).

La première étape entre les pH 2 et 8 montre une augmentation de la capacité d'élimination avec la variation du pH indiquant des faibles capacités d'élimination du calcium par le PBR. La seconde étape au-delà de pH 8, indique une constance de la capacité d'élimination du calcium par la PBR.

La phase entre pH 2 et 8 peut s'expliquer par la compétition entre ions calcium et hydronium, ces derniers étant plus mobiles à la surface de l'adsorbant et interagissant sur les sites actifs à ces valeurs du pH [29]. L'étape au-delà du pH 8 serait due à la déprotonation des sites actifs de la surface de l'adsorbant rendant ces sites disponibles pour interagir avec les ions calcium et conduisant à une saturation rapide de la surface de l'adsorbant avec une saturation obtenue à partir de pH 8 [3].

Pour évaluer la capacité d'adsorption des CA, des expériences ont été réalisées en milieu basique (pH 8) et en milieu acide (pH 5) compte tenu des résultats obtenus en sus en utilisant la PBR (figure 1). Les résultats obtenus sont consignés dans le tableau III. Une meilleure élimination du calcium est obtenue en milieu basique (pH 8) comparativement au milieu acide (Tableau III). La meilleure performance de CAG-Acide (15,06 mg/g) serait due à sa plus grande

surface spécifique, sa microstructure fine, sa surface négativement chargée à pH 8 ($pH > pH_{PCN}$) et disponible pour la fixation électrostatique des ions calcium. Malgré sa surface neutre à pH 8, l'élimination du calcium avec CAG-Base est attribuable à la densité de la charge négative à sa surface disponible à la fixation des ions calcium. CAG-Acide étant le charbon le plus efficace à pH=8.

Tableau II : Caractéristiques physico-chimiques des échantillons d'eaux usées

Paramètre	E1	E2	E3	E4	E5	Norme
pH	7,50	7,41	6,64	6,50	6,25	5,5 – 9,5
Température (°C)	23,10	23,10	24,10	26,10	27,00	25
Conductivité (µS/cm)	956	797	890	71	875	700-3000
Nitrites (mg/L)	0,23	0,33	0,27	0,20	3,97	*
Nitrates (mg/L)	0,04	0,10	0,09	0,01	2,26	*
DCO (mg O₂/L)	149	397	142	92	1060	150
DBO₅ (mg O₂/L)	135	255	95	60	402	50
DCO/DBO₅	1,1	1,55	1,49	1,52	2,63	3
MES (mg/L)	400	250	300	200	1800	200
TH (°F)	13	12,5	13,75	2,5	8,35	*
Calcium (mg/L)	69,9	60,8	71,4	11,2	22,4	*
Magnésium (mg/L)	104,1	91,2	107,1	16,8	33,6	*

(*) Norme non trouvée

Source des normes : OMS (2006) [5]

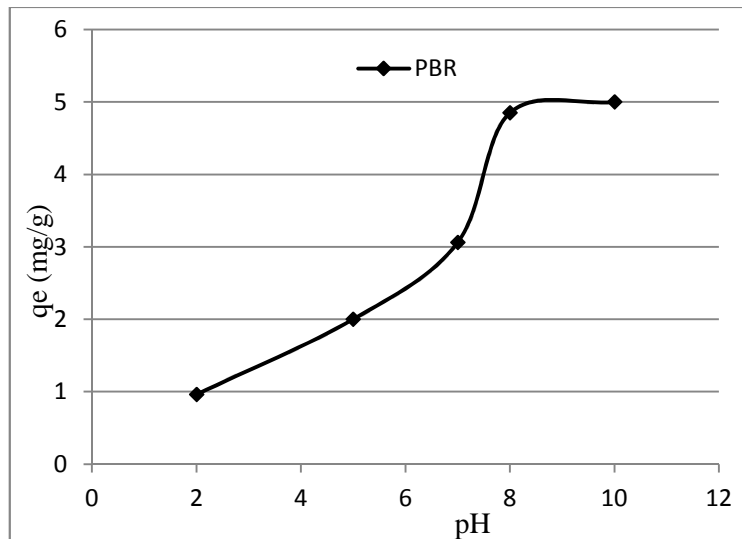


Figure 1: Effet du pH sur l'élimination du calcium par la PBR avec m=0,1 g, t=60 min et E3.

Tableau III : Effet du pH sur l'élimination du calcium avec m=0,1 g, t=60 min et E3.

Adsorbant	CAG-Acide		CAG-Base		PBR	
pH	5	8	5	8	5	8
qe (mg/g)	0,13	15,06	1,86	5,86	2	4,85

3.3. Influence du temps de contact

La variation du temps de traitement fixé entre 15 et 80 minutes montre que la capacité d'élimination des CA augmente avec le temps de contact et cela, selon deux phases distinctes (**Fig. 2**). Une première phase entre 15 et 60 min indique une augmentation de la capacité d'élimination du calcium par les CA. La seconde phase entre 60 et 80 min est presque constante et la capacité maximale d'élimination est presque atteinte. Contrairement aux CA, la capacité d'élimination du calcium par la PBR décroît quand le temps de contact augmente.

L'augmentation de la capacité d'élimination entre 15 et 60 min s'explique par le fait que l'occupation de sites actifs disponibles pour fixer les ions calcium se ferait par le transport de masse externe. La phase presque constante au-delà de 60 min indiquerait la saturation des sites actifs à la surface du CA au bout de 60 min ^[30]. Ainsi, la durée de 60 min est retenue dans la suite de nos expériences pour l'optimisation des conditions opératoires.

La décroissance de la capacité d'élimination du calcium par la PBR serait due aux groupes hydroxyles de la cellulose, l'hémicellulose et la lignine dans la balle de riz ^[31, 32]. La meilleure efficacité des CA par rapport à la PBR est due à l'augmentation de la surface spécifique combinée aux nombreux pores créés lors de la conversion de la balle de riz en CA à travers l'activation et la carbonisation, améliorant ainsi sa performance du matériau.

3.4. Influence de la concentration initiale du calcium

L'influence de la concentration initiale en calcium est étudiée en fonction de la teneur initiale

en calcium de nos différents échantillons d'eaux brutes prélevés dont les concentrations en calcium se situent entre 11,2 et 71,4 mg/L. La capacité d'élimination du calcium par les adsorbants augmente avec la concentration initiale du calcium. Le charbon CAG-Base présente une plus grande capacité d'élimination du calcium aux concentrations initiales en calcium inférieures à 69,6 mg/L, tandis qu'à partir d'une concentration en calcium de 69,6 mg/L, la PBR présente la plus grande capacité d'élimination.

Cependant, la capacité d'élimination n'augmente pas de façon proportionnelle à la concentration initiale, indiquant l'influence de la nature de l'échantillon et notamment de ses paramètres physico-chimiques sur l'élimination du calcium.

Cette augmentation de la capacité d'élimination s'expliquerait par la disponibilité de sites actifs et l'occupation de sites profonds par l'apport d'un nombre croissant d'ions calcium qui diffusent à la surface de l'adsorbant ^[30]. Malgré sa grande surface spécifique, CAG-Acide est moins efficace que CAG-Base. Cela s'expliquerait par sa surface chargée à pH 8. La meilleure efficacité de CAG-Base serait due aux sites acides (phénols et éthers oxydes) présentes en quantité plus importante sur sa surface qui augmentent la densité de la charge négative, favorisant l'élimination du calcium. En plus, sa meilleure sélectivité à fixer certaines molécules dans ses micropores contribuerait à l'efficacité de CAG-Base. Le magnésium, les nitrates et les nitrites présents dans les eaux usées peuvent concourir à l'occupation des sites actifs disponibles sur les adsorbants.

Ainsi, la capacité d'un matériau dépendrait de son pH au point de charge nulle, la nature des sites actifs et sa sélectivité à fixer l'adsorbât dans ses pores.

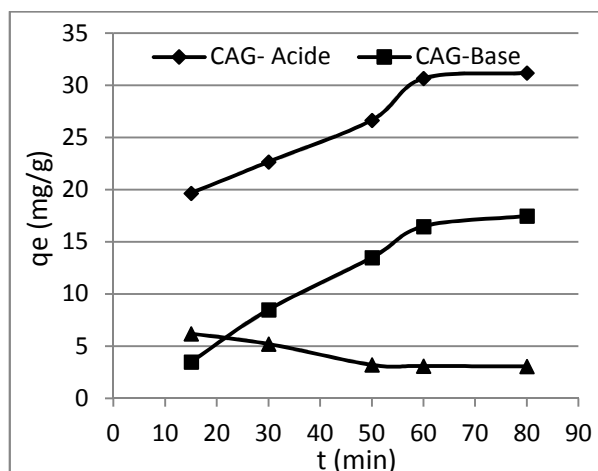


Figure 2 : Effet du temps de contact sur l'élimination du calcium par CAG-Acide, CAG-Base et PBR avec m=0,1 g, pH=8 et l'échantillon E2.

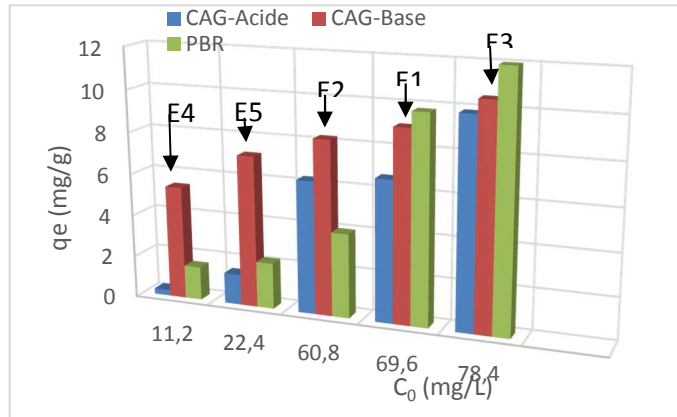


Figure 3 : Effet de la concentration initiale du calcium sur son élimination par CAG-Acide, CAG-Base et PBR avec m=0,1 g, t=60 min et pH= 8.

3.5. Cinétique du processus

3.5.1. Isothermes de Langmuir et de Freundlich

Les isothermes de Langmuir et celle de Freundlich sont représentées par les figures 4a et 4b. L'isotherme de Freundlich n'était pas applicable à la PBR ($R^2=0,765$). Les constantes de ces isothermes sont consignées dans le tableau IV.

Les valeurs les plus élevées des constantes de Langmuir (R^2 et q_m) comparées à celles de Freundlich (R^2 et K_F) montrent que l'élimination du calcium suit mieux l'isotherme de Langmuir indiquant un processus en monocouche. Les valeurs du facteur n ($n \geq 1$) montrent que la surface des matériaux n'est pas totalement homogène, elle serait constituée de mésopores majoritairement mais aussi de micropores.

Le paramètre sans dimension de Hall *et al.* ^[33] ($R_L = 1/1+bC_0$) indique si l'adsorption est favorable. Sa valeur comprise entre 0 et 1 pour tous les matériaux utilisés dans le traitement des différents échantillons montre que l'élimination du calcium a lieu par adsorption suivant un processus favorable ^[33]. Aussi, les valeurs de l'énergie de Gibbs ($\Delta G = -RT \ln b$) sont de 1,18 ; 1,48 et 7,68 kJ/mol respectivement pour CAG-Acide, CAG-Base et PBR indiquant un processus non spontané.

3.5.2. Modèles de pseudo-premier ordre et de pseudo-second ordre

L'équation de Lagergren ^[31] est appliquée pour étudier le modèle cinétique de pseudo-premier ordre. Les graphes $\ln(q_e - qt) = f(t)$ permettent de déterminer la constante de vitesse (figure 5a). Cette équation n'est pas applicable à la PBR ($R^2 = 0,67$). Le modèle de pseudo-second ordre est étudié en utilisant l'équation de Ho et Mckay ^[32] et les données obtenues ont conduit au tracé des graphes $t/qt = f(t)$ (figure 5b).

Les valeurs des constantes de ces modèles cinétiques sont consignées dans le tableau V.

La comparaison des valeurs théoriques (q_{theo}) et expérimentales (q_{exp}) de la capacité maximale combinée aux valeurs de la constante de vitesse (K) permettent de conclure sur une cinétique de pseudo-second ordre avec la PBR et le CAG-Acide indiquant que la capacité d'adsorption est proportionnelle au nombre de sites actifs et de leur nature. La cinétique de pseudo-premier ordre avec le CAG-Base est explicable par sa teneur élevée en carbone combinée avec sa faible surface spécifique. La différence de cinétiques dans l'adsorption du calcium par les CA s'expliquerait par la disponibilité des surfaces spécifiques et le taux de carbone. Plus la surface spécifique est petite, plus la cinétique est limitée par le premier ordre. Ainsi, la cinétique est d'ordre 1 avec le CAG-Base à fort taux de carbone et d'ordre 2 avec le CAG-Acide à grande surface spécifique.

Tableau IV : Constantes de Langmuir et Freundlich dans l'élimination du calcium

Adsorbant	Constantes de Langmuir			Constantes de Freundlich		
	b (L/g)	q_m (mg/g)	R^2	n	K_F (mg/g)	R^2
CAG-Acide	0,62	11,35	0,996	1	$3,55 \cdot 10^{-3}$	0,976
CAG-Base	0,55	5,50	0,998	9	5,32	0,997
PBR	0,045	5,41	0,979	1	0,22	0,765

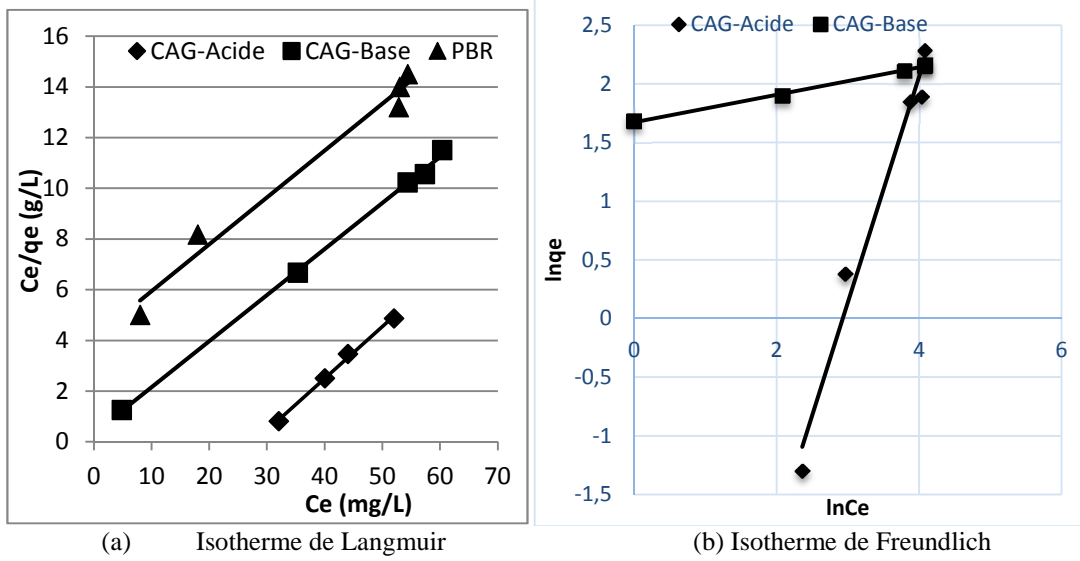


Figure 4 : Représentation des isothermes de Langmuir et Freundlich dans l'élimination du calcium

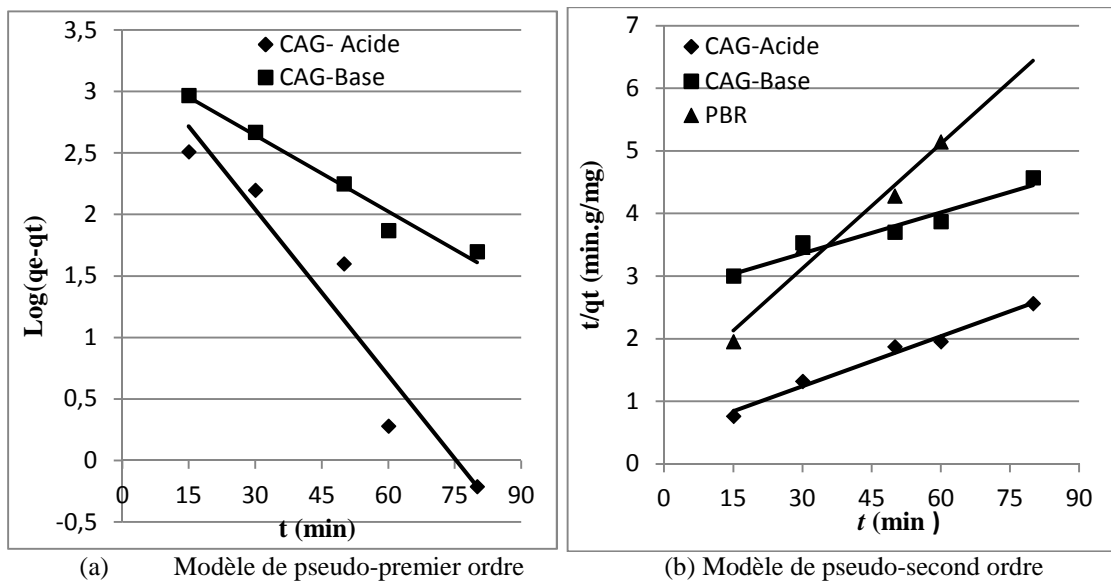


Figure 6 : Représentation des modèles de pseudo-premier ordre et pseudo-second ordre dans l'élimination du calcium

Tableau V : Constantes des modèles de pseudo-premier ordre et pseudo-second ordre

Ordre de la réaction	Adsorbant	K	$q_{theo} (mg/g)$	$q_{exp} (mg/g)$	R^2
Pseudo-premier ordre	CAG-Acide	0,02	29,75	32	0,921
	CAG-Base	0,04	26,11	23	0,971
Pseudo-second ordre	CAG-Acide	$1,6 \cdot 10^{-3}$	37,6	32	0,984
	CAG-Base	$1,7 \cdot 10^{-4}$	45,9	23	0,943
	PBR	0,38	1,5	6,5	0,968

4. Conclusion

La poudre de balle de riz (PBR) et les charbons préparés ont montré de bons résultats dans l'élimination du calcium des eaux usées. Toutefois, la PBR est moins efficace comparativement aux charbons actifs. Les expériences en batch ont montré une influence significative du pH, du temps de contact, de la concentration initiale et la masse de l'adsorbant sur le processus d'élimination du calcium. L'étude des isothermes a permis de conclure sur une adsorption en monocouche comme mécanisme d'élimination du calcium, selon la cinétique de pseudo-second ordre avec le CAG-Acide, et de pseudo-premier ordre lorsque le CAG-Base est utilisé comme adsorbant. Parmi les matériaux utilisés, le charbon CAG-Acide est le meilleur adsorbant du calcium aux concentrations élevées de l'adsorbât avec une capacité d'adsorption de 30,66 mg/g dans les conditions optimales de 60 minutes de contact en milieu basique.

5. Remerciements

Les auteurs remercient le projet Exceed / Swindon pour son soutien financier dans la réalisation de ce travail. Nos remerciements vont également à l'endroit de l'Université de Kara (Togo) et l'Université Ouaga I Pr Joseph KI-ZERBO (Burkina Faso).

6. Bibliographie

- [1] Aboulhassan M. A., Souabi S., Yaacoubi I A., Baudu M. Improvement of paint effluents coagulation using natural and synthetic coagulant aids. *Journal of Hazardous Materials*. (2006) 138, 40–45.
- [2] Akyol A. Treatment of paint manufacturing wastewater by electrocoagulation. *Desalination*. (2012) 28, 91–99.
- [3] Malakootian M., Almasli A., Hossaini H. Lead and Cobalt removal from paint industries effluent using wood ash. *International Journal for Environmental Science and Technology*. (2008) 5(2), 217–222.
- [4] Benzaid A. *Grotius International, Géopolitiques de l'humanaire. Forum mondial de l'eau, conseil mondial de l'eau*. Marseille, France, 2012, <http://www.grotius.fr>
- [5] World Health Organization. Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater. WHO Press, volume 2, Geneva 27, Switzerland. ISBN 92 4 154683 2, 2006, 6p.
- [6] Chislock M. F., Doster E., Zitomer R. A., Wilson A. E. Eutrophication: causes, consequences and controls in aquatic ecosystems. *Natural Education Knowledge*. (2013) 4(4), 1-8.
- [7] Vaaramaa K., Lehto J. Removal of metals and anions from drinking water by ion exchange. *Desalination*. (2003) 155 (2), 157–170.
- [8] Han B., Runnells T., Zimbron J., Wickramasinghe R. Arsenic removal from drinking water by flocculation and microfiltration. *Desalination*. (2002) 145, 293–298.
- [9] Kosutic K., Furac L., Sipos L., Kunst B. Removal of arsenic and pesticides from drinking water by nanofiltration membranes. *Separation and Purification Technology*. (2005) 42(2), 137–144.
- [10] Mahvi A.H., Naghipour D., Vaezi F., Nazmara S. Tea waste as an adsorbent for heavy metal removal from industrial wastewaters. *American Journal of Applied Sciences*. (2005) 2, 372-375.
- [11] Van K. L., Thi L. T. T. Activated carbon derived from rice husk by NaOH activation and its application in supercapacitor. *Progress in Natural Science: Mater. Inter*. (2014) 24, 191–198.
- [12] Sanou Y., Paré S., Baba G., Segbeaya N. K., Bonzi-Coulibaly L. Y. Removal of COD in wastewaters by activated charcoal from rice husk. *J. Water Sciences*. (2016) 29(3), 265-277.
- [13] Thajeel A. S., Raheem A. Z., Al-Faize M. M.) Production of activated carbon from local raw materials using physical and chemical preparation methods. *J. Chem. Pharm. Res*. (2013) 5(4), 251-259.
- [14] Kalderis D., Bethanis S., Paraskeva P., Diamadopoulos E. Production of activated carbon from bagasse and rice husk by a single-stage chemical activation method at low retention times. *Bioresource Technology*. (2008) 99, 6809-6816.
- [15] Gueye M. *Développement de charbon actif à partir de biomasses lignocellulosiques pour des applications dans le traitement de l'eau*. Thèse de doctorat, Institut International de l'Ingénierie de l'Eau et de l'Environnement (2iE), Burkina Faso, 2015, 79-103.
- [16] Tongpoothorn W., Sriuttha M., Homchan P., Chanthai S., Ruangviriyachai C. Preparation of activated carbon derived from *Jatropha curcas* fruit shell by simple thermo-chemical activation and characterization of their physico-chemical properties. *Chemical Engineering Research and Design*. (2011) 89(3), 335-340.
- [17] Mande Alfa-Sika S-L., Liu M., Liu F., Chen H. Kinetics of the adsorption of chromium (VI) ions from water by vegetable precursors treated with sulphuric acid. *Adsorption Science and Technology*. (2010) 27 (10), 964-974.
- [18] Babel S., Kurniawan T. A. Cr (VI) removal from synthetic wastewater using coconut shell charcoal and commercial activated carbon modified with oxidizing agents and/or chitosan. *Chemosphere*. (2004) 54(7), 951-967.
- [19] Hu Z., Srinivasan M. P. Preparation of high-surface-area activated carbons from coconut shell. *Microporous and Mesoporous Materials*. (1999) 27(1), 11-18.
- [20] Hayashi J., Kazehaya A., Muroyama K, Watkinson A. P. (2000) Preparation of activated carbon from lignin by chemical activation. *Carbon*. 38, 1873-1878.
- [21] Zhong Z-Y., Yang Q., Li X-M, Luo K., Liu Y., Zeng G-M. Preparation of peanut hull-based activated carbon by microwave-induced phosphoric acid activation and its application in Remazol Brilliant Blue R adsorption. *Industrial Crops and Products*. (2012) 37(1), 178-185.

- [22] Zhu C. S., Wang L. P., Chen W. Removal of Cu (II) from aqueous solution by agricultural by-product: Peanut hull. *J. Hazard Mater.* (2009) 168 (2-3), 739-746.
- [23] Girgis B. S., Yunis S. S., Soliman A.M. Characteristics of activated carbon from peanut hulls in relation to conditions of preparation. *Materials Letters.* (2002)57(1), 164-172.
- [24] Singh C. K. Sahu J. N , Mahalik K. K , Mohanty C. R , Mohan B. R , Meikap B. C. Studies on the removal of Pb (II) from wastewater by activated carbon developed from Tamarind wood activated with sulphuric acid. *J. Hazard. Mater.* (2008) 152, 221-128.
- [25] Khezami L., Capart R Removal of chromium (VI) from aqueous solution by activated Carbons: Kinetic and equilibrium studies. *J. Hazard. Mater.* (2005) 123 (1-3), 223-231.
- [26] Segbeaya K.N. *Evaluation de l'impact des déchets ménagers de la ville de Kara au Togo sur la qualité de la rivière Kara.* Thèse de doctorat unique, Université de Kara, France, 2012, 226p.
- [27] Sanou Y. Etude des performances des charbons actifs, du granulé d'hydroxyde ferrique et de la latérite pour l'élimination de la demande chimique en oxygène, du calcium et de l'arsenic des eaux. Thèse de doctorat unique, Université Ouaga 1 Pr Joseph KI-ZERBO, Burkina Faso, 2017, 58-80.
- [28] Dhoub A., Ellouz M., Aloui F., Sayadi S. Effect of bioaugmentation of activated sludge with white-rot fungi on olive mill wastewater detoxification. *Letters in Applied Microbiology.* (2005) 42 (4), 405-11.
- [29] Gupta, S. S., Bhattacharyya K. G. Immobilization of Pb (II), Cd (II) and Ni (II) ions on kaolinite and montmorillonite surface from aqueous medium. *Journal of Environmental Management.* (2008) 87, 46-58.
- [30] Bouchemal F., Achour S. Essai d'adsorption de la tyrosine sur le charbon actif en grains et en poudre. *Larhyss Journal.* (2007) 6, 81-89.
- [31] Karimi K., Kheradmandinia S., Taherzadeh M. Conversion of Rice Straw to Sugars by Dilute-Acid Hydrolysis. *Journal of Biomass and Bioenergy.*30 (2006), 247–253.
- [32] Wattanasiriwech S., Wattanasiriwech D., Svasti J. Production of amorphous silica nanoparticles from rice straw with microbial hydrolysis pre-treatment. *Journal of Non-Cryst. Solids.* 356 (2010), 1228–1232.
- [33] Hall K. R., Eagleton. L.C., Acrivos A., Vermeulen T. Pore and solid-diffusion kinetics in fixed-bed adsorption under constant-pattern conditions. *Industrial Engineering Chemistry Fundamentals Journal.* (1966) 5, 212 - 223.
- [34] Lagergren, S. About the theory of so-called adsorption of soluble substances. *KungligaSvenskaVetenskapsakademiens. Handlingar.* (1898) 24 (4), 1– 39.
- [35] Ho Y.S., Mckay G. Sorption of dye from aqueous solution by peat. *Chemical Engineering Journal.* (1998) 70, 115-124

