



Original Paper

<http://ajol.info/index.php/ijbcs>

<http://indexmedicus.afro.who.int>

Caractérisation d'une latérite naturelle du Burkina Faso en vue de l'élimination de l'arsenic (III) et l'arsenic (V) dans les eaux souterraines

Régie Dimanche OUEDRAOGO¹, Corneille BAKOUAN¹, Brahima SORGHO^{2*},
Boubié GUEL¹ et Lucien D. BONOU¹

¹ Laboratoire de Chimie Moléculaire et des Matériaux (LCMM)/Equipe Chimie Physique et Electrochimie, U.F.R –SEA/Université Joseph KY-ZERBO, 03 BP 7021 Ouagadougou 03, Burkina Faso.

² Laboratoire de Chimie Moléculaire et des Matériaux (LCMM)/Equipe Physico-Chimie et Technologies des Matériaux, U.F.R –SEA/Université Joseph KY-ZERBO, 03 BP 7021 Ouagadougou 03, Burkina Faso.

* Auteur correspondant ; E-mail : sobrah20@yahoo.fr; Tél : 00226) 78 28 83 33

RÉSUMÉ

L'arsenic est l'un des principaux polluants des eaux de forage, et constitue une des préoccupations internationales en raison de ses effets néfastes sur la santé humaine. Dans cette étude un matériau latéritique a été utilisé pour l'élimination de l'arsenic (III) et l'arsenic (V) dans une solution aqueuse. La latérite utilisée est référencée DA et caractérisée par différentes méthodes physico-chimiques (DRX, FTIR, analyse chimique élémentaire, MEB). La caractérisation a permis la quantification des minéraux présents dans DA (48,32% de kaolinite ; 13,11% d'hématite ; 7,29% de goéthite et 22,53% de quartz). Elle a également révélé que DA a un pH_{PCN} de 4,5 et présente une importante capacité d'échange anionique (CEA) allant de $40,61 \pm 2,03$ à $230,80 \pm 17,03$ $cmol.kg^{-1}$ aux pH 2,42 à 10. Cette caractérisation a permis de mettre en évidence les propriétés adsorbantes du matériau latéritique qui lui confère un pouvoir adsorbant intéressant pour l'élimination de l'arsenic dans des eaux souterraines. L'étude de la cinétique a montré que l'équilibre est atteint à partir de 16 heures de temps de contact entre la latérite et la solution contenant l'arsenic (III) et l'arsenic (V) et leur adsorption suit un modèle cinétique du pseudo-second ordre. Cela suggère l'existence d'une chimisorption des deux espèces d'arsenic. Les résultats de l'effet de dose ont montré une élimination atteignant 0,33 mg/g de As (V) soit 99,69% et 0,30 mg/g de As (III) soit 97,30% pour une dose de 0,75 g de latérite.

© 2019 International Formulae Group. All rights reserved

Mots clés: latérite, caractérisation, adsorption, élimination, arsenic, Burkina Faso.

Characterization of a natural laterite of Burkina Faso for the elimination of arsenic (III) and arsenic (V) in groundwater

ABSTRACT

Arsenic is one of the major pollutants in borehole water and is an international concern because of its adverse effects on human health. In this study, a lateritic material was used for the removal of arsenic (III) and arsenic (V) in aqueous solution. The laterite used is referenced DA and characterized by different physico-chemical methods (DRX, FTIR, elementary chemical analysis, SEM, etc.). The characterization allowed the quantification of the minerals present in DA kaolinite (48.32%), hematite (13.11%), goethite (7.29%) and quartz (22.53%). It also revealed that DA has a pH value of 4.5 and has a large anion exchange capacity (AEC) ranging from 40.61 ± 2.03 to 230.80 ± 17.03 $cmol.kg^{-1}$ at pH 2.42 to 10. This characterization has highlighted

the adsorbent properties of the lateritic material which gives it an interesting adsorbent capacity for the removal of arsenic in groundwater. The kinetics studies have shown that equilibrium is achieved from 16 hours of contact time between the laterite and the solution containing arsenic (III and V) and their adsorption follows a pseudo-second order kinetic model. This suggests the existence of chemisorption of both arsenic species. The results of the dose effect showed an elimination reaching 0.33 mg/g As (V) or 99.69% and 0.30 mg/g As (III) or 97.30% for a dose of 0.75 g laterite.

© 2019 International Formulae Group. All rights reserved

Keywords: laterite, characterization, adsorption, elimination, arsenic, Burkina Faso.

INTRODUCTION

La latérite est un matériau issu de l'altération extrême des roches, dans les zones intertropicales de tous les continents. Elle est abondante au Burkina Faso et largement utilisée par les populations locales pour des besoins divers. Cette matière première n'est pas un matériau standardisé, sa composition varie en fonction de l'emplacement ainsi que de l'étendue de la latéralisation (Maiti et al., 2007). Des travaux récents relatifs à l'étude des caractéristiques physico-chimiques de quelques latérites du Burkina Faso, ainsi qu'à leurs applications possibles dans l'habitat, dans la construction des routes, des pistes et dans le traitement des eaux contaminées par des polluants inorganiques sont publiés dans la littérature (Millogo et al., 2008, Lawane et al., 2014 ; Chatterjee et al., 2018). Cette matière première est connue pour ses propriétés adsorbantes dans l'élimination de l'arsenic par adsorption spécifique et échange anionique (Maji et al., 2007). Des travaux dans la littérature ont montré qu'elle peut être utilisée pour le piégeage de l'arsenic dans les eaux contaminées grâce à ses propriétés adsorbantes (Maiti et al., 2007 ; Bakouan, 2018). Cependant, l'application des latérites à des fins de décontamination des eaux contaminées par les polluants inorganiques n'est pas encore répandue au Burkina Faso. Plusieurs chercheurs se sont intéressés à la composition chimique et minéralogique sans prêter un regard à la capacité d'échange anionique qui est un bon indicateur pour l'adsorption des anions dans les eaux.

L'utilisation des latérites pour la dépollution des eaux contaminées par l'arsenic, requiert une bonne connaissance de leurs caractéristiques chimiques, minéralogiques et de la capacité d'échange anionique (CEA). Cependant, à notre

connaissance, il n'existe pas de données scientifiques disponibles sur la capacité d'échange anionique concernant les latérites déjà étudiés dans la littérature. Il est nécessaire voire indispensable de déterminer ce paramètre afin d'avoir une idée sur la capacité d'échange anionique. Des résultats similaires concernant d'autres types d'adsorbant ont été énumérés dans la littérature. Cheng et al. (2008) au cours de leurs travaux ont déterminés la capacité d'échange anionique du carbone noire à pH 7,1 ; 6,8 ; 3,4, et ont obtenu des valeurs 84 ; 54 et 18 cmol.kg^{-1} respectivement. Lawrinenko et al. (2017) ont également déterminé la capacité d'échange anionique des biochars préparés à partir de tiges de maïs à pH 4 ; 6 ; 8. Les valeurs trouvées à ces différents pH étaient 17,50 ; 3,77 et 1,05 cmol.kg^{-1} respectivement. Par ailleurs, l'étude réalisée par Schell et Jordan (1959) sur la kaolinite, la pyrophyllite, l'halloysite et la bentonite précise qu'il existe des relations étroites entre la capacité d'échange d'anions de ces matériaux et leurs propriétés physico-chimiques. Ce qui signifie que les matériaux riches en oxyde de fer, d'aluminium et de silicates amorphes manifestent une importante capacité d'échange anionique.

Plusieurs travaux antérieurs à travers le monde ont montré que l'élimination de As (III) et As (V) par les latérites peut s'expliquer par la synergie de l'ensemble des phases riches en oxydes de fer présents dans ces latérites (Partey et al., 2008 ; Chatterjee et al., 2018).

La consommation d'une eau contaminée par l'arsenic provoque de nombreux troubles de santé au niveau dermique, respiratoire, pulmonaire, cardiovasculaire, rénal et neurologique et peut causer certains types de cancers (Kassenga et

al., 2008 ; Adra, 2014). C'est à cet égard que l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) recommande la limitation de la teneur en arsenic à 0,01 mg/L dans l'eau de boisson (Gourouza et al., 2018 ; Ramirez-Muñiz et al., 2018).

Au Burkina Faso, la situation prend de l'ampleur, et particulièrement dans les zones rurales des régions sahéliennes où la situation devient préoccupante car les ressources en eaux se raréfient (Bakouan, 2018). Selon Bretzler et al. (2017), environ 800 000 personnes sont potentiellement exposées à une concentration en arsenic supérieure à 0,01 mg/L dans les eaux souterraines au Burkina Faso.

Des études récentes conduites sur des latérites à travers certains pays du monde comme l'Inde, le Vietnam, le Bangladesh (Maiti et al., 2007 ; Maji et al., 2007), le Ghana (Partey et al., 2008) et le Burkina Faso (Bakouan, 2018) ont montré leur efficacité pour l'élimination de l'arsenic dans des solutions aqueuses. Pour cette raison, il est donc nécessaire, voire indispensable de mener des recherches sur la caractérisation des sites potentiels de matières premières latéritiques.

Le présent travail a pour objectif de :

(i) caractériser la latérite DA afin de connaître ses caractéristiques physico-chimiques ; (ii) évaluer sa capacité d'adsorption par l'étude de la cinétique d'adsorption et l'étude de la dose d'adsorbant à différents temps.

MATÉRIEL ET MÉTHODES

Matériel

Site d'étude

La matière première utilisée dans cette étude a été prélevée au Sud-Ouest du Burkina Faso, plus précisément dans la localité de Dano (Figure 1) et aux coordonnées géographiques suivantes: (11°07'36,1''N et 3°02'39,5'' O). Sur le plan géologique (Figure 2), le site est sur un plateau latéritique et forme le plus grand relief de la zone.

Produits

Toutes les solutions utilisées dans ce travail ont été préparées avec de l'eau ultra-pure de résistivité 18,2 MΩ.cm. Le matériel qui a servi à la préparation des différentes solutions a été trempé dans un bain d'acide nitrique (5%) pendant au moins 12 heures et

rincé avec de l'eau ultra-pure avant utilisation. Les solutions de As (V) et de As (III) ont été préparées à partir de $Na_2HAsO_4 \cdot 7H_2O$ (98%, Alfa Aesar) et $NaAsO_2$ (99%, Merck) respectivement. Les réactifs tels que HNO_3 (Prolabo), $NaOH$ (Prolabo), HCl (Prolabo), $CaCl_2$ (Prolabo), KNO_3 (Prolabo), NH_4NO_3 (Merck) utilisés étaient tous de qualité analytique.

Méthodes

Caractérisation de la latérite

L'analyse chimique élémentaire a été réalisée par ICP (modèle ICP-AES-IRIS Intrepid II XSP). 0,25 g de latérite a été digéré dans un four à micro-ondes dans 4 mL de HF (30% p/p), 3 mL de H_2SO_4 (96% p/p) et 3 mL de HNO_3 (65% p/p).

La poudre a été caractérisée par diffraction des rayons X (DRX) sur un équipement SIEMENS D5000 à monochromateur arrière en graphite, fonctionnant sous une tension de 40 kV et une intensité de 30 mA avec une anticathode en cuivre de rayonnement $K\alpha_1$ de longueur d'onde λ égale à 1,54 Angstrom, piloté par un ordinateur muni d'un logiciel DIFFRAC AT version 2.

En utilisant des pastilles de KBr contenant 2% en poids de poudre de latérite, le spectre infrarouge a été enregistré dans le domaine 400-4000 cm^{-1} , avec une résolution de 4 cm^{-1} , sur un équipement de marque Bruker.

La microscopie électronique à balayage (HITACHI SU8020) a été utilisée pour la caractérisation morphologique des poudres de la latérite. Le potentiel de travail était de 30 kV, ce qui permettait un grossissement de 30 000X.

Le point de charge nulle (pH_{PCN})

Une façon simple et rapide de déterminer le pH_{PCN} est d'utiliser la méthode du pH (Jin et Row, 2005) qui consiste à placer 50 mL de solution de KNO_3 (0,1 mol.L⁻¹) dans des flacons fermés. Le pH initial des solutions a été varié entre 2 et 12 par addition de solutions de $NaOH$ ou HCl^- (0,1 mol.L⁻¹). On ajoute ensuite à chaque flacon 0,5 g de latérite. Les suspensions sont maintenues en agitation à température ambiante pendant 24

h, et le pH final est déterminé. Le pH du point de charge nulle correspond à l'intersection de la courbe portant $\Delta pH = pH_f - pH_i$ en fonction de pH_i avec l'axe des abscisses.

La capacité d'échange anionique (CEA)

La capacité d'échange d'anions a été déterminée par la méthode de Gillman (1991) à différents pH en utilisant l'ion chlorure (Cl^-) comme indice anion. Cette méthode de détermination de la capacité d'échange anionique consiste à déplacer les anions échangeables (OH^-) et à saturer les sites d'échange par un électrolyte non tamponné (le chlorure de calcium $0,1 \text{ mol.L}^{-1}$). La latérite est mise en suspension dans l'électrolyte index, (chlorure de calcium $0,002 \text{ mol.L}^{-1}$) en présence de H_3O^+ ou de OH^- pour couvrir une gamme de pH variant de 2 à 10. Les anions index sont ensuite déplacés par une solution saline de nitrate d'ammonium de concentration molaire 1 mol.L^{-1} .

Ainsi, 2 g de la latérite ont été placés dans une série de tubes à centrifugeuse en plastique de 50 mL. Ensuite, 20 mL d'une solution de chlorure de calcium $CaCl_2$ ($0,1 \text{ mol.L}^{-1}$) ont été ajoutés et laissés en contact pendant une heure pour saturer la latérite de chlorure. La suspension a été centrifugée à 3000 rpm pendant cinq minutes puis les résidus ont été récupérés. Les résidus ont été de nouveau lavés trois fois avec 20 mL d'une solution de chlorure de calcium et laissés en contact pendant une heure puis centrifugés pendant cinq minutes à 3000 rpm. En considérant que la concentration de la solution retenue est la même que celle de la solution de lavage ($CaCl_2$ $0,002 \text{ mol.L}^{-1}$), on a calculé le volume v_1 de solution de $CaCl_2$ ($0,004 \text{ mol.L}^{-1}$) nécessaire pour que la concentration de la suspension soit $0,002 \text{ mol.L}^{-1}$ et le volume v_2 d'eau à ajouter pour que l'on ait $v_1 + v_2 + x = 10 \text{ mL}$; x étant le volume d'acide chlorhydrique ($0,1 \text{ mol.L}^{-1}$) ou de la soude ($0,02 \text{ mol.L}^{-1}$). La suspension a été conservée dans un bain à $25 \text{ }^\circ\text{C}$ pendant six jours en agitant manuellement trois fois par jour. Le septième jour, le pH de chaque échantillon a été mesuré et le mélange est centrifugé à 3000 rpm pendant 10 minutes, puis les ions chlorures Cl^- ont été dosés. La masse des résidus et du tube a été pesée et notée m_2 afin

de déterminer le volume de la solution restée piéger. Les résidus ont été remis en suspension par 30 mL de solution de nitrate d'ammonium (1 mol.L^{-1}) et laissés en contact pendant une heure puis centrifugés à 3000 rpm pendant 10 minutes et la solution limpide a été récupérée dans une fiole jaugée de 100 mL. Cette opération a été répétée deux fois et le contenu de la fiole a été ajusté avec une solution de nitrate d'ammonium (1 mol.L^{-1}) et les ions Cl^- ont été dosés dans cette solution finale. La capacité d'échange anionique a été déterminée par l'équation 1 :

$$CEA (\text{cmol. Kg}^{-1}) = \frac{10 \times N_{Cl} - 0,1 \times (m_2 - m_1) \times C_{Cl}}{(M/Z) \times P} \quad (1)$$

(1)

P : la masse de l'échantillon en g,

N_{Cl} : la concentration en mg.L^{-1} de Cl^- mesurée dans la solution de nitrate d'ammonium,

C_{Cl} : la concentration en mg.L^{-1} de Cl^- mesurée dans la solution d'équilibre,

M : la masse atomique de l'ion considéré,

Z : la charge de l'ion considéré.

m_1 : la masse de l'ensemble latérite et le tube

m_2 : la masse de l'ensemble des résidus et le tube.

Semi-quantification

L'analyse semi-quantitative des différentes phases minérales a été faite en couplant les résultats de la diffraction des rayons X et de l'analyse chimique. Ce couplage a permis d'évaluer les quantités relatives des minéraux contenus dans la latérite DA à l'aide de l'équation 2 (Laïbi et al., 2017) :

$$T(a) = \sum Mi \times Pi(a) \quad (2)$$

T (a) : teneur de l'oxyde « a » dans l'échantillon, M_i : teneur (%) du minéral « i » dans l'échantillon, $P_i(a)$: proportion de l'oxyde « a » dans le minéral « i » (cette proportion est déduite de la formule idéale attribuée au minéral « i »). L'approche quantitative a été effectuée sur les bases suivantes :

- L'alumine est répartie dans la kaolinite,
- L'oxyde de fer est réparti entre la Goethite et l'Hématite,
- L'oxyde de silicium est réparti entre le Quartz et la Kaolinite.

Les pourcentages massiques des éléments minéraux ont été obtenus à partir des équations 3a-d :

$$\% \text{Kaolinite} = \% \text{Al}_2\text{O}_3 \times \frac{M_{\text{Kaolinite}}}{M_{\text{Al}_2\text{O}_3}} \quad (3a)$$

$$\% \text{Quartz} = \left(\% \text{SiO}_2 - \% \text{Kaolinite} \times \frac{M_{\text{SiO}_2 \times 2}}{M_{\text{Kaolinite}}} \right) \times \frac{M_{\text{Quartz}}}{M_{\text{SiO}_2}} \quad (3b)$$

$$\begin{aligned} (M_{\text{goethite+hématite}}) &\rightarrow 20,40 \\ M_{\text{goethite}} &\rightarrow \% \text{Goethite} \end{aligned} \quad (3c)$$

$$\% \text{Hématite} = 20,40 - \% \text{Goethite} \quad (3d)$$

Études expérimentales sur l'élimination de l'arsenic

Cinétique d'adsorption

La cinétique d'adsorption a été menée de manière à déterminer le temps d'équilibre entre l'adsorbant et l'adsorbat. C'est le temps nécessaire pour que s'établisse un équilibre thermodynamique adsorbant-adsorbat (Trachi et al., 2014). La quantité Q_t de As (III) et As (V) adsorbée par la latérite DA en fonction du temps est calculée selon l'équation 4 :

$$Q_t = \frac{V \times (C_0 - C_t)}{m} \quad (4)$$

C_0 et C_t (mg/L) sont les concentrations en As (III) et As (V) aux temps t_0 et t respectivement.

V (L) et m (mg) sont le volume de la solution et la masse sèche de la latérite utilisée respectivement.

Effet de la dose

Une série d'expériences a été effectuée en adaptant les protocoles proposés par Yao et al. (2014) à notre contexte d'étude. À partir des solutions mères d'arsenic (V) et d'arsenic (III) (1000 mg/L), des solutions filles d'arsenic (V) et d'arsenic (III) de concentration 5 mg/L ont été préparées.

La méthode consiste à placer 50 mL d'une solution d'arsenic (V) ou d'arsenic (III) de concentration égale à 5 mg/L dans une dizaine de flacons en polyéthylène de capacité 250 mL. À cela, nous avons ajouté des quantités croissantes de latérite, allant de 0,125 à 2,500 g. Toutes les expériences ont été menées selon le temps d'équilibre trouvé lors de la cinétique d'adsorption.

Le pourcentage en arsenic est calculé à l'aide de l'équation 5.

$$\% \text{As(V, III)} = \frac{(C_0 - C_e)}{C_0} \times 100 \quad (5)$$

C_0 et C_e sont les concentrations initiale et finale (mol.L^{-1}) d'arsenic en solution respectivement.

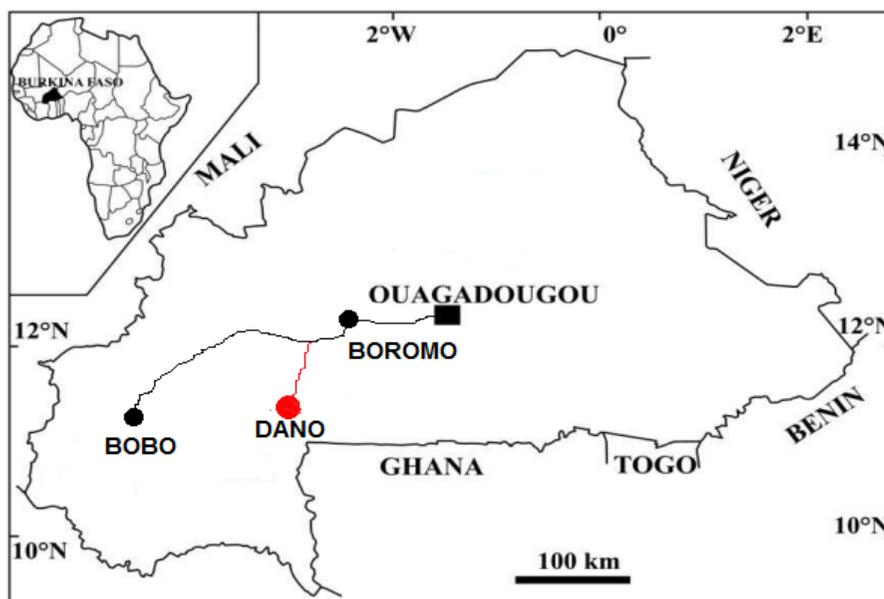


Figure 1 : Localisation des zones d'étude sur la carte du Burkina.

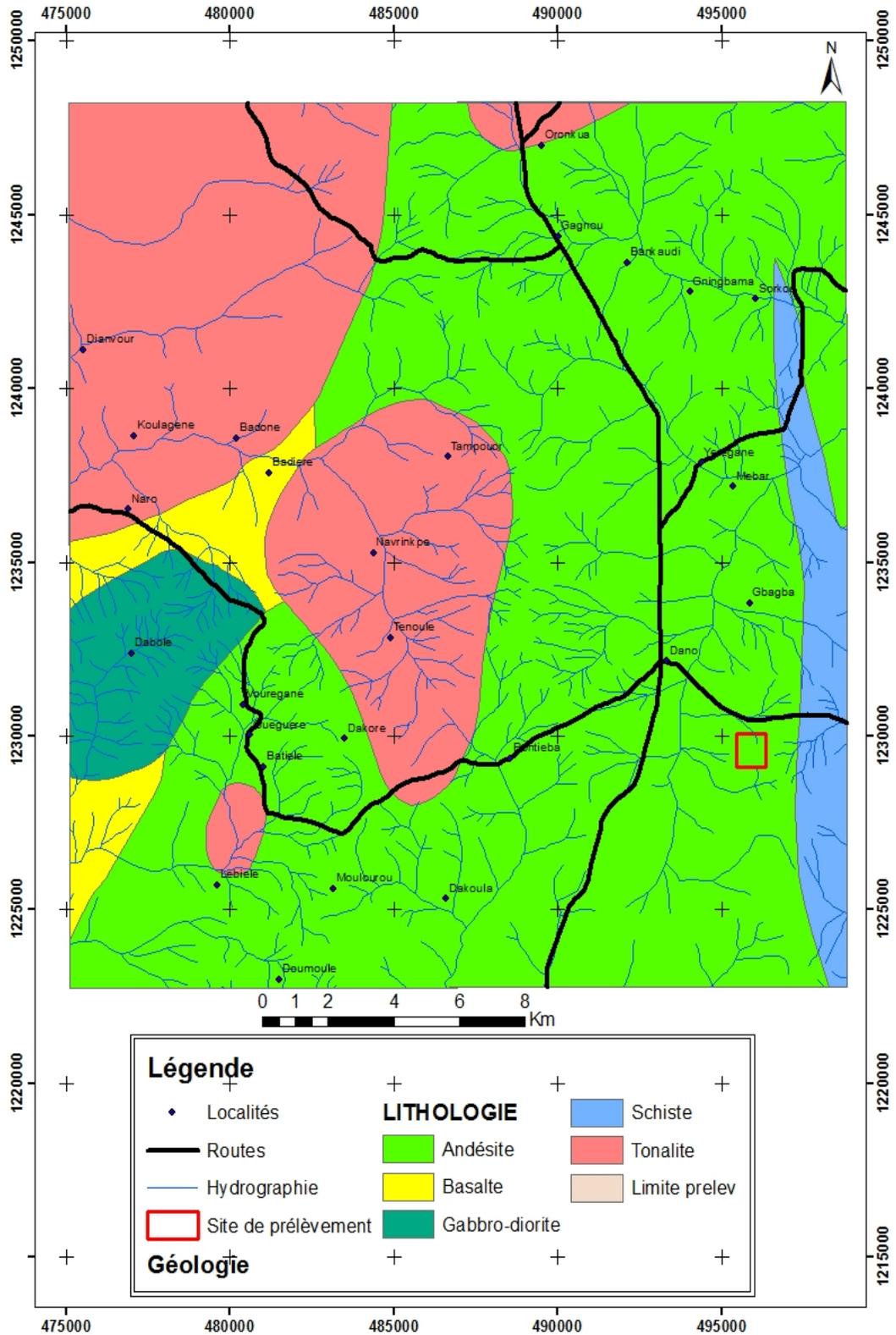


Figure 2 : Carte géologique de DANO.

RÉSULTATS

Caractérisation de la latérite

Analyse chimique

Le Tableau 1 présente les résultats de l'analyse chimique élémentaire de DA. De l'analyse de ces données, il ressort que la silice, l'alumine et l'oxyde de fer sont les oxydes majeurs dans l'échantillon DA et les oxydes de potassium, de sodium, de titane sont en faible quantité.

Minéralogique

Les Figures (3) et (4) présentent respectivement le diffractogramme des rayons X et le spectre infrarouge de l'échantillon DA. L'examen du diffractogramme (Figure 3) révèle que l'échantillon DA est composé du quartz (SiO_2), de kaolinite ($\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4$), d'hématite (Fe_2O_3) et de goethite ($\text{FeO}(\text{OH})$).

Les attributions des bandes caractéristiques des groupements fonctionnels du spectre infrarouge ont été faites en s'appuyant sur les tables infrarouges fournies dans la littérature. Le spectre infrarouge (Figure 4) présente trois régions spectrales. Le premier groupe est noté entre 3650 et 3400 cm^{-1} , un deuxième entre 1650 et 900 cm^{-1} et un troisième autour de 800 à 550 cm^{-1} .

Les bandes autour de 3694 et 3654 cm^{-1} sont attribuables respectivement aux liaisons Al-OH externes de la kaolinite (Glocheux et al., 2013 ; Chatterjee et al., 2016) et des liaisons Al-OH internes localisées entre le feuillet tétraédrique Si_2O_5 et le feuillet octaédrique $\text{Al}_2(\text{OH})_6$ (Glocheux et al., 2013). La bande large autour de 3137 cm^{-1} correspond à des molécules d'eau de surface localisées dans l'inter-feuillet (groupement OH de surface et lié par pont d'hydrogène) (Sorgho et al., 2016). La présence de silicate est confirmée par le pic à 1113 cm^{-1} (Jouessein et al., 2001 ; Chatterjee et al., 2016). La bande à 911 cm^{-1} est liée aux vibrations de déformation Al-OH de la kaolinite.

La bande à 751 cm^{-1} est liée aux vibrations Si-O-Si de la kaolinite (Glocheux et al., 2013). Quant à la bande à 793 cm^{-1} , elle est attribuée à la vibration de la liaison Fe-OH de la goethite (Glocheux et al., 2013). L'étirement de la liaison Fe-O de l'hématite se caractérise par le pic à 530 cm^{-1} (Chatterjee et al., 2016 ; Njoya D et al., 2017).

Le point de charge nulle

La Figure 5 est la représentation de $\Delta\text{pH} = \text{pH}_f - \text{pH}_i$ en fonction de pH_i initial qui permet de déterminer le pH de charge nulle (pH_{PCN}). Il correspond à l'intersection de cette courbe portant $\Delta\text{pH} = \text{pH}_f - \text{pH}_i$ en fonction de pH_i avec l'axe des abscisses. La valeur du pH au point de charge nulle de la latérite DA est de 4,75.

Capacité d'échange anionique

Le Tableau (2) représente les résultats de la capacité d'échange anionique (CEA) de la latérite DA étudiée à différents pH et la Figure 6 représente la CEA en fonction du pH. Les valeurs de CEA de la latérite sont comprises entre 40 à 230 cmol.kg^{-1} . Ces valeurs augmentent de façon significative avec un pH décroissant. La capacité d'échange anionique de la latérite a augmenté de façon significative avec un pH décroissant soit en moyenne de $40,61 \pm 2,03$; $79,99 \pm 4,78$; $146,90 \pm 10,04$; $194,74 \pm 15,15$; $230,80 \pm 17,03$ cmol.kg^{-1} aux pH 2,42 ; 3,44 ; 4,26 ; 7,05 et 10,90 respectivement.

La densité

La densité de l'échantillon DA est de $2,4 \pm 0,22$.

Semi-quantification

Le Tableau 3 représente les résultats de l'analyse semi-quantitative des différentes phases minérales présentes dans l'échantillon DA. Ces résultats montrent que l'échantillon est composé de l'hématite (13,11%), de la goethite (7,29%), de la kaolinite (48,32%) et du quartz (22,53%).

Morphologie de l'échantillon DA

La Figure 7 montre la morphologie et la taille des grains de poudre de l'échantillon DA. Des mesures de taille effectuées sur une douzaine de grains montrent que les particules ont une taille moyenne de 250 μm . Les images de la Figure 7 sont des vues zoomées sur des grains différents.

Élimination de l'arsenic par la latérite de DA

Effet du temps de contact et la cinétique d'adsorption

La Figure 8 représente la quantité d'arsenic adsorbée par gramme de latérite en fonction du temps d'adsorption. Cette figure

montre que la quantité de As (III) et As(V) adsorbée augmente rapidement au cours des huit premières heures et reste relativement constante jusqu'à 16 heures. Les figures 9a et 9b représentent les deux modèles cinétiques utilisés pour évaluer l'adsorption de l'arsenic (III) et l'arsenic (V) sur la latérite DA. Le Tableau 4 résume les paramètres cinétiques (Q_{e_exp} , Q_{e_cal} et k) et le coefficient de régression R^2 de l'adsorption de As (III) et de As (V) par la latérite DA pour chaque modèle cinétique. On remarque également que les valeurs expérimentales (Q_{e_exp}) et calculées (Q_{e_cal}) sont du même ordre de grandeur pour le modèle cinétique du pseudo-second ordre pour les deux espèces de As. En plus, on constate des valeurs plus élevées des coefficients de régression R^2 de l'ordre de

0,99 pour le modèle cinétique du pseudo-second ordre pour As (III) et As (V).

Effet de la dose

La dose de l'adsorbant est considérée comme un facteur affectant de manière significative l'élimination des métaux lourds en solution aqueuse, puisqu'elle détermine l'équilibre adsorbant-adsorbé du système étudié. La Figure 10 présente l'effet de dose de l'adsorbant DA pour l'élimination de As (III) et As (V). On constate qu'avec l'augmentation de la dose de l'adsorbant de 0,125 à 2,500 g/L, la quantité d'arsenic (III) extraite varie de 1,097 mg/g à 0,300 mg/g ce qui correspond à un taux d'élimination de 54,88 à 97,30% pour l'arsenic (III) et de 1,057 mg/g à 0,330 mg/g de As (V) extraite qui correspondent à un taux d'élimination de 54,88 à 99,69%.

Tableau 1 : Composition chimique élémentaire de DA en % massique.

Oxydes	SiO2	Fe2O3	Al2O3	K2O	Na2O	TiO2	MgO, MnO2, BaO, CaO	PF	Total
DA	45,0	20,4	19,1	0,36	0,2	1,4	<1	13,6 1,5	± 100,06

PF : perte au feu

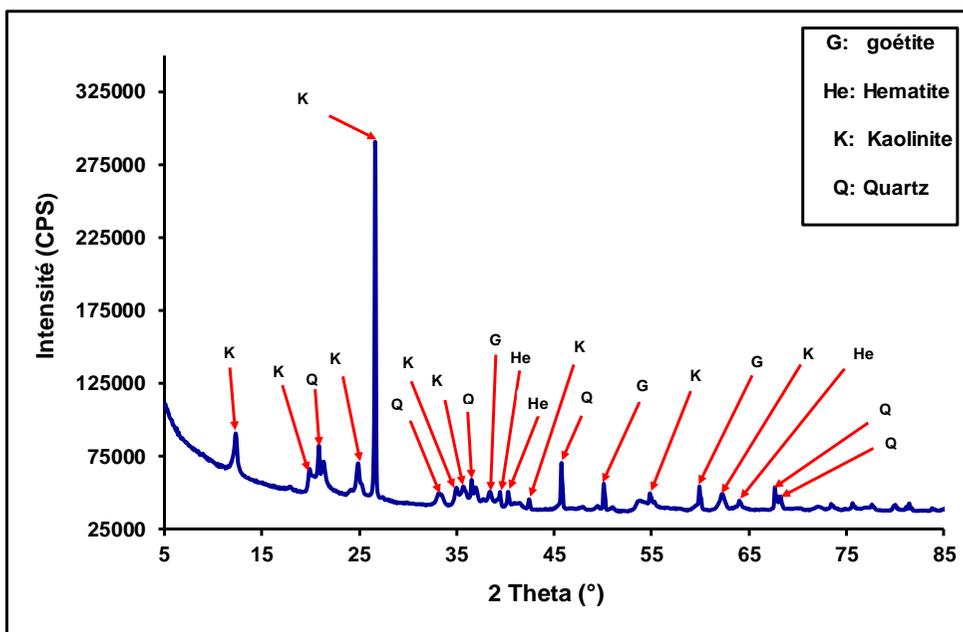


Figure 3 : Diffractogramme des rayons X de la latérite DA.

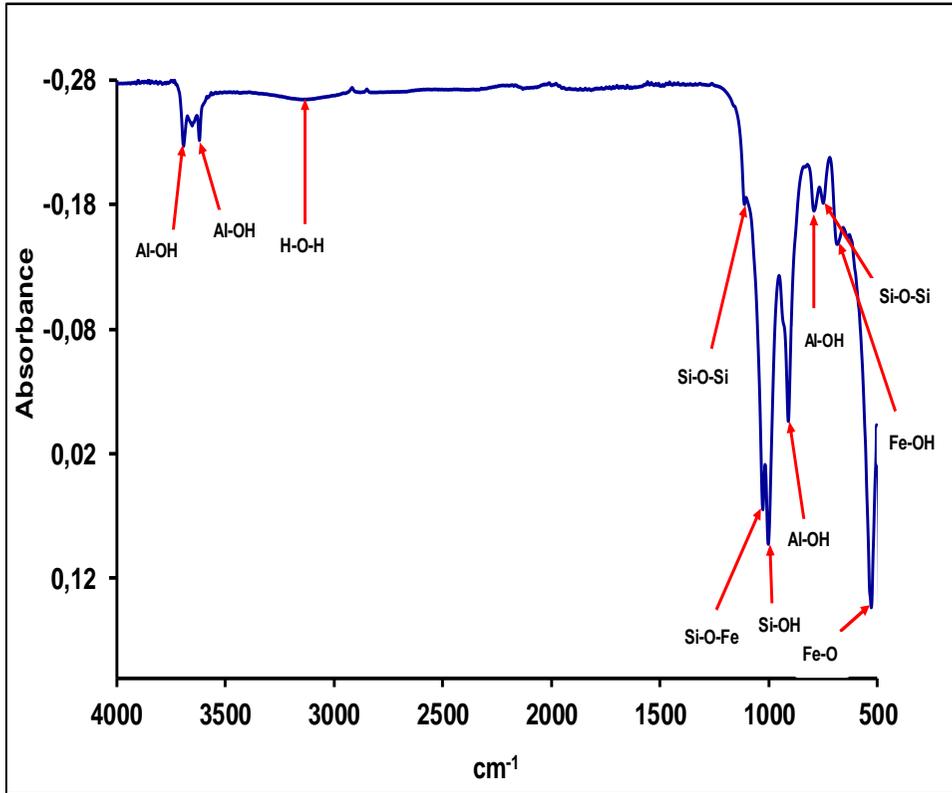


Figure 4 : Spectre infrarouge de la latérite DA.

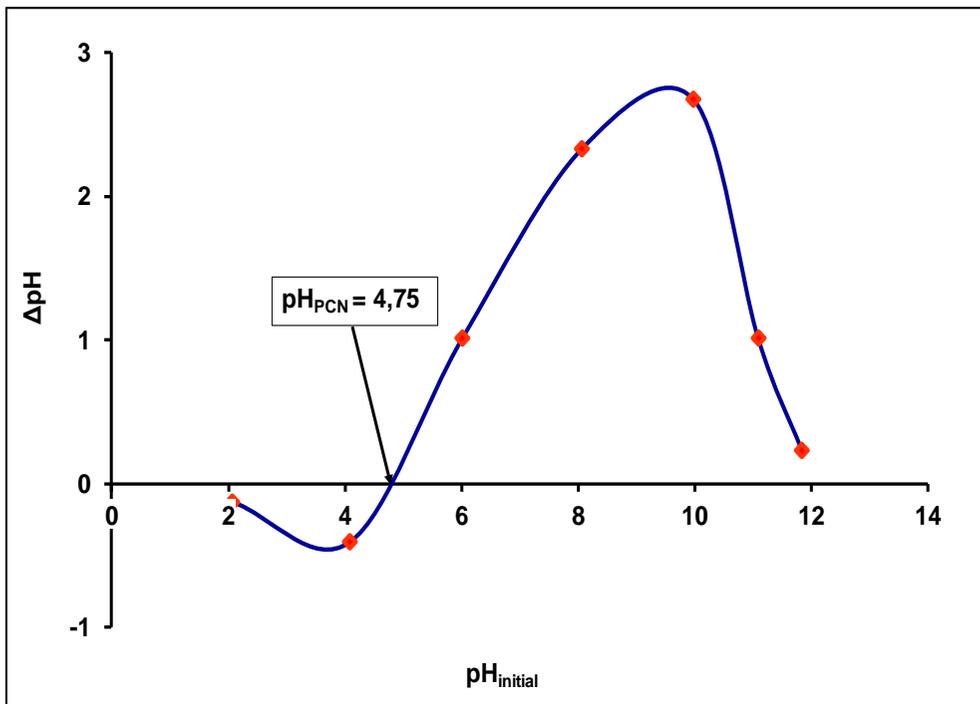


Figure 5 : Détermination de pH_{PCN} de la latérite DA.

Tableau 2 : La capacité d'échange anionique de la latérite DA.

pH	AEC (Cmole/Kg)
2,42	230,80 ± 17,03
3,44	194,74 ± 15,15
4,26	146,90 ± 10,04
7,05	79,99 ± 4,78
10,9	40,61 ± 2,03

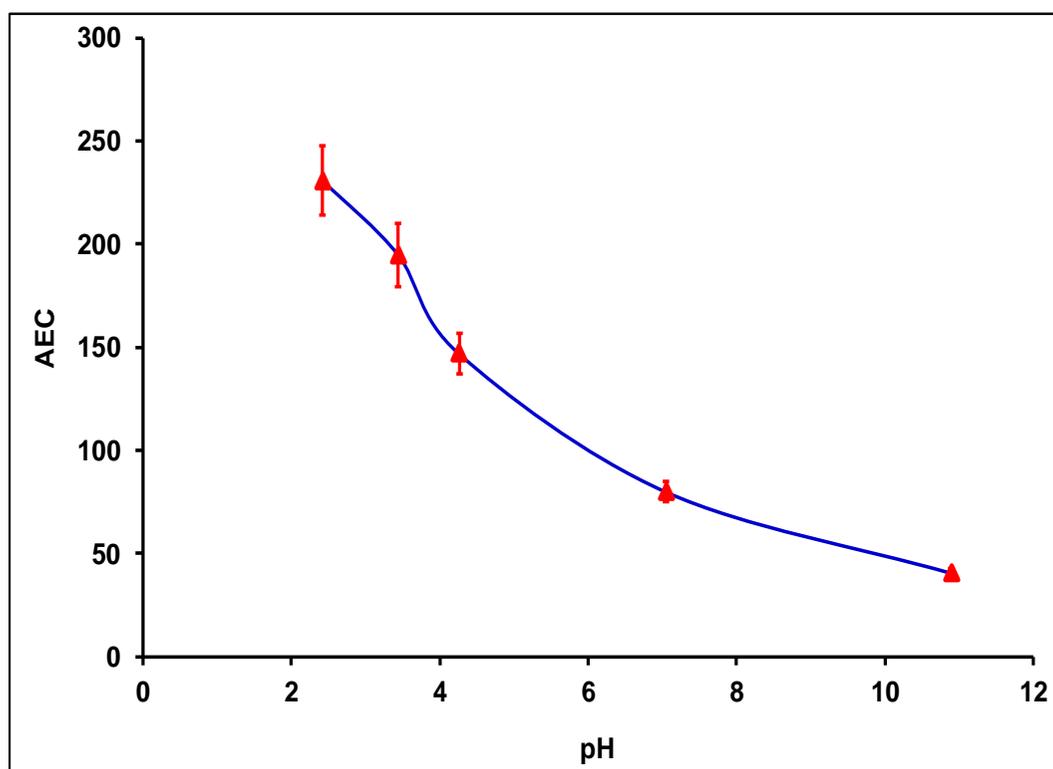


Figure 6 : Capacité d'échange anionique en fonction du pH de la latérite DA.

Tableau 3 : Composition minéralogique de DA en % massique.

Phase minérale	Hématite	Goethite	Kaolinite	Quartz	Total
% massiques	13,11	7,29	48,32	22,53	91,25

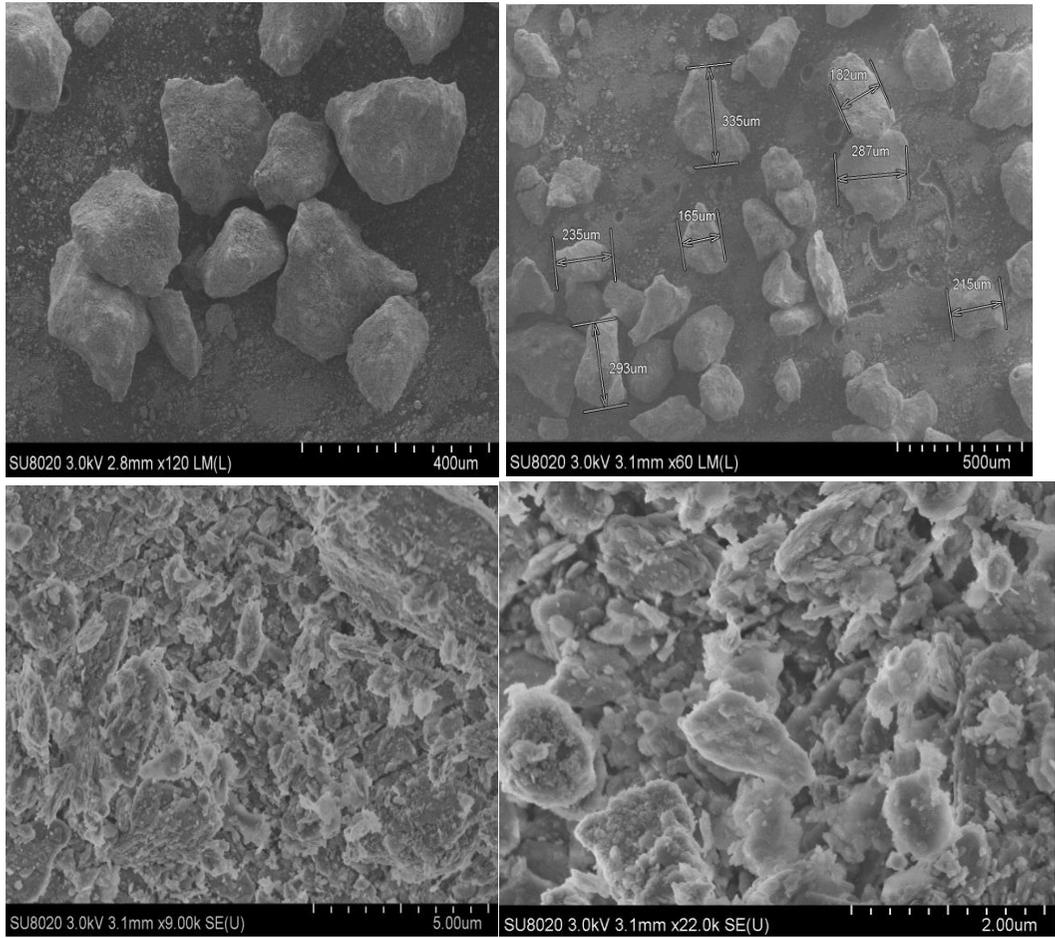


Figure 7 : Image MEB de DA.

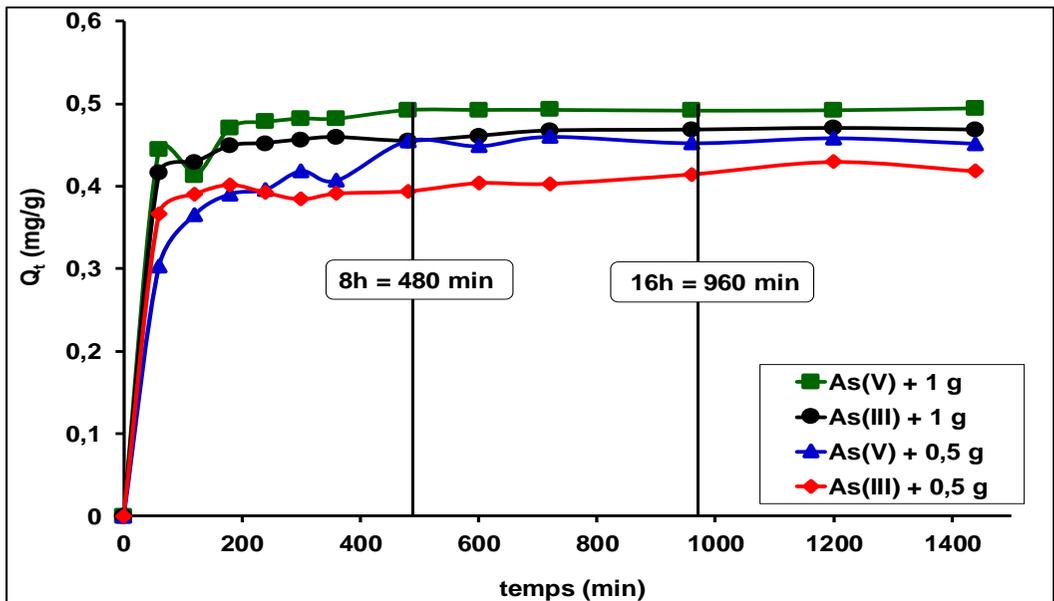
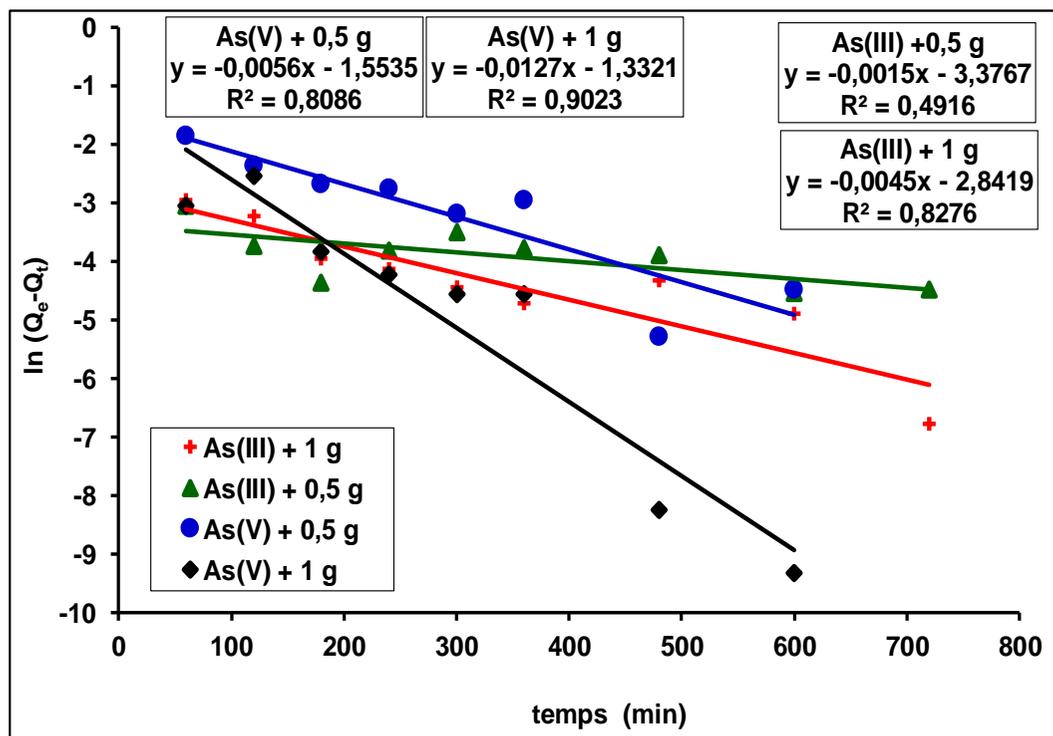
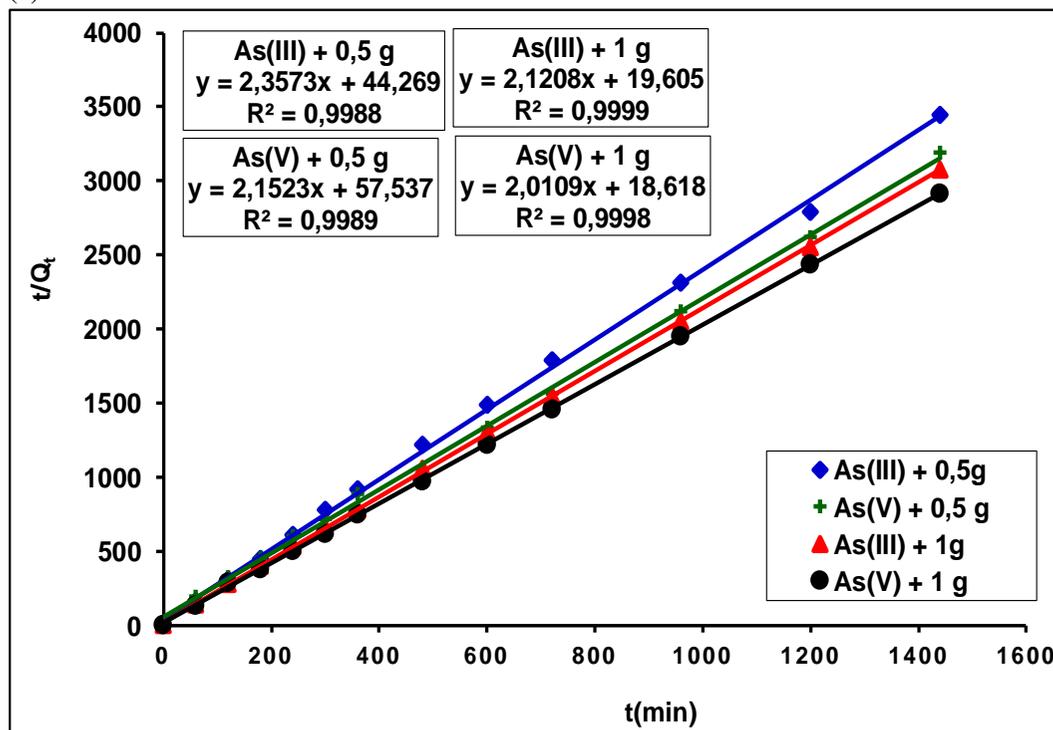


Figure 8 : Effet du temps de contact sur l'adsorption de l'arsenic.



(a)



(b)

Figure 9 : Modèles cinétiques d'adsorption de As (III ;V). (a) : cinétique de pseudo-premier ordre et (b) : cinétique de pseudo-second ordre.

Tableau 4 : Paramètres cinétiques et coefficients de corrélation pour l'adsorption As (III) et As (V) sur la latérite DA.

Latérite	Arsenic	Modèle du pseudo-premier ordre				Modèle du pseudo-second ordre			
	Arsenic	Qe, exp (mg/g)	Qe, cal (mg/g)	k ₁ (mn ⁻¹)	R ²	Qe, exp (mg/g)	Qe, cal (mg/g)	k ₂ (g.mg ⁻¹ .mn ⁻¹)	R ²
DA (0,5 g)	As (III)	0,4145	0,07	0,003	0,464	0,4145	0,4242	0,1255	0,9988
	As (V)	0,46	0,2732	0,006	0,849	0,45996	0,4646	0,08051	0,9989
DA (1 g)	As (III)	0,468	0,106	0,005	0,77	0,4680	0,4715	0,2294	0,9999
	As (V)	0,493	0,324	0,013	0,925	0,493	0,49728	0,2172	0,9998

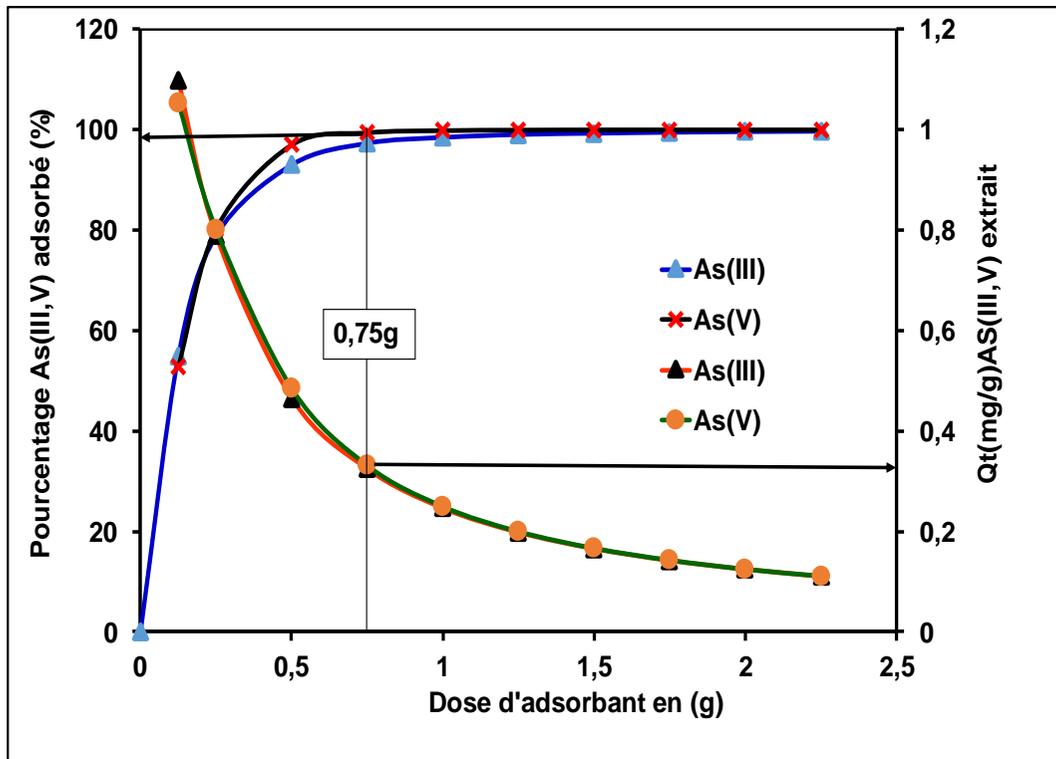


Figure 10 : Effet de la dose de la latérite DA sur le taux adsorption d'As (III ; V) : Co (As (III V)) = 5 mg/L ; Dose d'adsorbant = 0,125 – 2,5 g/L ; Temps d'agitation = 24 heures ; 180µm ≤ granulométrie < 280 µm.

DISCUSSION

Le Tableau 1 indique que le quartz, les aluminosilicates et les minéraux de fer sont prédominants dans l'échantillon DA tandis que les oxydes de potassium, de sodium et de titane sont en très faibles proportions. Cette composition est conforme aux compositions chimiques des sols latéritiques qui ont fait l'objet de nombreuses études dans l'élimination de l'arsenic (Maiti et al., 2007 ; Maiti et al., 2012). La teneur en oxyde de fer Fe_2O_3 (20,4%) est assez importante dans ce matériau, ce qui lui donne une coloration rouge. D'après Glocheux et al. (2013), la forte teneur en alumine et en oxyde de fer dans une latérite joue un rôle important dans l'élimination de l'arsenic. Ce qui laisse présager que la latérite DA serait un bon adsorbant pour l'enlèvement de l'arsenic et cela est corroboré par le pourcentage de fer et d'alumine dans DA.

L'analyse du diffractogramme des Rayons X de la latérite DA (Figure 3) indique qu'elle est composée majoritairement du quartz (SiO_2), de la kaolinite ($Al_2Si_2O_5(OH)_4$), de l'hématite (Fe_2O_3) et de la goéthite ($FeO(OH)$). Cette composition est cohérente avec celle généralement observée dans les latérites (Issiakou et al., 2015 ; Kpinsoton et al., 2018).

Les résultats de l'analyse chimique et de la diffraction des rayons X ont été confirmés qualitativement par l'infrarouge (Figure 4) qui révèle des fréquences de vibrations des groupements fonctionnels des différentes phases existantes dans l'échantillon DA. Ces résultats sont en accord avec ceux trouvés dans la littérature (Giorgis et al., 2014).

Les résultats qui découlent des analyses chimiques et minéralogiques permettent de conclure que l'échantillon DA serait un bon adsorbant dans l'élimination de l'arsenic.

La valeur du point de charge nulle de la latérite DA est de 4,75, cette valeur est moins élevée comparée aux valeurs des PCN rapportées dans la littérature pour les latérites qui sont dans la plage de (6,96 – 8,64) (Bakouan, 2018). Cette différence pourrait

s'expliquer par le fait que la latérite DA contient moins d'oxyde de fer par rapport aux latérites rapportées dans la littérature. Étant donné que la latérite n'est pas un matériau standardisé, cette valeur peut être liée à son emplacement et à la géologie. La valeur du point de charge nulle de la latérite DA (4,75), signifie que la surface de cette latérite est chargée positivement au pH inférieur à 4,75 ce qui favorise l'adsorption des anions. L'augmentation de l'adsorption en dessous de pH_{PCN} est due à une attraction électrostatique entre la surface positive et la charge négative des anions. De même, la diminution de l'adsorption avec l'augmentation du pH est due à la répulsion électrostatique entre la surface négative et la charge négative des anions. La charge électrique de surface joue un rôle important dans l'adsorption de l'arsenic sur la latérite.

Les valeurs de CEA de la latérite mesurées varient de 230 à 40 $cmol.kg^{-1}$ (Tableau 4). La capacité d'échange anionique de la latérite a augmenté de façon significative avec un pH décroissant (Figure 6). Ces résultats sont similaires à d'autres types d'adsorbants trouvés dans la littérature. Cheng et al. (2008) au cours de leurs travaux ont déterminés la capacité d'échange anionique du carbone noire à pH 7,1 ; 6,8 ; 3,4 et ont obtenus respectivement des valeurs 84, 54 et 18 $cmol.kg^{-1}$. Lawrinenko et al. (2017) au cours de leurs travaux ont également déterminés la capacité d'échange anionique des biochars préparés à partir de tiges de maïs à pH 4, 6 et 8 et ont obtenus respectivement les valeurs 17,50 ; 3,77 et 1,05 $cmol.kg^{-1}$.

Par ailleurs, l'étude réalisée par Schell et Jordan, sur la kaolinite, la pyrophyllite, l'halloysite et la bentonite précise qu'il existe des relations étroites entre la capacité d'échange d'anions de ces matériaux et leurs propriétés physico-chimiques. Ce qui signifie que les oxydes et hydroxydes de fer, les oxydes d'aluminium et les silicates amorphes manifestent une importante capacité d'échange anionique. La capacité d'échange anionique élevée de l'échantillon DA peut alors être expliquée en tenant compte du fait que DA

contient une quantité importante d'oxyde fer et d'alumine lui traduisant un pouvoir adsorbant intéressant.

L'augmentation de CEA de façon significative avec un pH décroissant est due à la présence des charges positives qui sont situées sur des hydroxydes de fer associés à l'aluminium. Ces charges positives seraient dues au départ des ions OH^- de ces composés, départ d'autant plus fort quand le pH du milieu est faible. Cependant, une réduction des oxydes de fer libres réduit beaucoup l'adsorption des anions. Cependant, les anions pourraient s'échanger avec certains des hydroxydes d'aluminium situés en bordure de feuillets et sans doute du fer fixé sur la surface des argiles latéritiques. D'autres groupes de chercheurs (Saidi et al., 2008) indiquent que la protonation accrue augmente positivement les sites chargés, la force d'attraction existant entre la surface d'adsorbant et des anions, ce qui expliquerait l'augmentation de la quantité d'adsorption dans la région de pH inférieur. Ces résultats ont été confirmés par Maiti et al. (2012), Maji et al. (2007) et Parthey et al. (2008), qui ont montrés que l'adsorption des ions arséniate ($H_2AsO_4^-$ et $HA_5O_4^{2-}$) par la latérite est efficace à un pH acide. Toutefois, ces derniers n'ont pas élucidé la capacité d'échange anionique de la latérite avant son application. Dans toute la gamme de pH utilisé, la latérite présente une importante capacité d'échange anionique. Ce qui laisse présager que la latérite DA serait un bon adsorbant à être utilisée dans l'élimination des ions arséniate et arsénite présentes dans les eaux souterraines.

La valeur de la densité de l'échantillon DA est de $2,40 \pm 0,22$. Cette valeur de la densité obtenue est conforme aux valeurs rapportées dans la littérature pour d'autres types de latérites utilisées dans l'adsorption de l'arsenic (Maiti et al., 2012 ; Maji et al., 2007).

Les morphologies observées au MEB (Figure 7) montrent que la microstructure de la latérite DA est caractérisée par des espaces inter et intra granulaires présentant des irrégularités de taille et de forme et communiquant par des connexions plus ou

moins larges. On observe également un agencement plus ou moins compact des grains solides, engendrant des espaces vides qui ne sont pas occupés par des éléments minéraux. Cependant, la présence de ces espaces vides (macropores) et l'insuffisance de cimentation par endroits (fissure, micropore) entre les grains sont les principaux facteurs qui pourraient expliquer la variation des propriétés physico-chimiques au sein d'une même carrière de latérite. La présence des fissures pourrait également être due au départ d'eau dans les argiles que contiennent les latérites et au temps de séchage prolongé des échantillons avant l'observation au microscope (Lawane et al., 2014). L'observation de l'échantillon DA par MEB montre qu'il est caractérisé par une surface plane et constitué de particules agglomérées de plusieurs centaines de nanomètres (Glocheux et al., 2013).

Les résultats de la cinétique d'adsorption de l'arsenic sur DA réalisés sur les solutions synthétiques (Figure 8) montrent que dans l'intervalle de temps entre 8 à 16 heures la quantité de As (III) et As (V) reste relativement constante alors que pour les huit premières heures elle augmente rapidement. Ces résultats traduisent que l'équilibre thermodynamique ou le temps contact est donc atteint après une durée de 16 heures avec une quantité d'adsorption Q_t de 0,5 mg/g correspondant à un taux de rétention de plus de 90% pour les deux espèces d'arsenic, pour une concentration initiale de 5 mg/L. Pour plus d'exactitude dans le choix du temps d'équilibre nécessaire pour la suite, toutes les expériences ont été menées sur un temps plus long que le début de saturation (16 h), soit 24 h. Ce choix a été fait en accord avec les résultats des travaux de certains auteurs (Fayoud et al., 2015). Cette Figure 8 montre également que le temps de contact de As (III) et de As (V) reste invariable pour les deux doses de DA (0,5 g et 1 g), ce qui laisse entrevoir que la dose de l'adsorbant n'a pas d'effet sur le temps de contact de As (III) et As (V).

Ces résultats de l'étude de la cinétique d'adsorption, ont permis d'étudier deux

modèles du type : cinétique pseudo-premier ordre (Figure 9a) et cinétique pseudo-second ordre (Figure 9b). Sur ces deux figures, seule la Figure 9b présente des droites de régression qui donnent un coefficient de corrélation le plus important ($R^2 = 0,9988$, $R^2=0,9999$, $R^2=0,9989$ et $R^2=0,9998$). Les valeurs expérimentales (Q_{e_exp}) et calculées (Q_{e_cal}) sont du même ordre de grandeur pour le modèle cinétique du pseudo-second ordre pour les deux espèces d'arsenic. Ce qui signifie que la cinétique d'adsorption de As (III) et de As (V) sur la latérite DA est du type pseudo-second ordre, et cela suggère donc l'existence d'une chimisorption (adsorption de sphère interne) des deux espèces d'arsenic (Messeaouda, 2015).

En effet, la quantité de As (III) et de As (V) adsorbée et la masse sont deux grandeurs de nature différentes. La première est intensive et la seconde extensive. La quantité d'extraction de As (III) varie de 1,097 mg/g à 0,3mg/g ce qui correspond à un taux d'élimination de 54,88 à 97,30% et de 1,057 mg/g à 0,330 mg/g pour As (V) qui correspond à un taux d'élimination de 54,88 à 99,69% (Figure 10). Ce qui est en accord avec les résultats trouvés par Bakouan (2018) sur l'élimination de l'arsenic par une latérite locale du Burkina. La capacité d'adsorption de As (III) et As (V) augmente avec l'augmentation de la masse de la latérite DA, cette observation est cohérente car la capacité d'adsorption est proportionnelle à la masse. Cette augmentation de la capacité d'adsorption serait due à l'augmentation du nombre de sites de sorption à la surface des latérites (Yao et al., 2014) qui peut être aussi expliquée par la disponibilité d'autres sites d'adsorption qui résultent de l'augmentation de la dose de l'adsorbant (Yadav et al., 2014).

Conclusion

Le présent travail a permis de caractériser la latérite référencée DA par diverses techniques d'analyse (DRX, IR, Analyse chimique). Cette caractérisation a permis de disposer de données scientifiques sur cette latérite, lui conférant un pouvoir

d'absorbant dans l'élimination de l'arsenic. L'analyse minéralogique à partir de la DRX couplée à l'IR a montré que l'échantillon DA est composé de kaolinite ($Al_2Si_2O_5(OH)_4$) (48,32%), du quartz (SiO_2) (22,53%), de la goethite ($FeO(OH)$) (7,29 %) et de l'hématite (Fe_2O_3) (13,11%). L'analyse chimique élémentaire a montré que DA a des teneurs élevées en oxyde de fer (Fe_2O_3) (20,40 %) et d'alumine Al_2O_3 (19,1%). L'étude a également montré que la latérite présente une capacité d'échange anionique élevée et un point de charge nulle de 4,75.

Les essais d'adsorption présentés au cours de cette étude ont permis de mettre en évidence la possibilité d'élimination de As (III) et As (V) par la latérite DA. L'élimination en fonction de la dose de la latérite DA, nous a permis de montrer un taux d'élimination important à la fois pour As (III) et As (V). Pour As (V), la quantité d'élimination atteinte est de 0,33 mg/g soit d'environ 99% à une dose d'adsorbant de 0,75 g et pour As (III), l'élimination a atteint 0,30 mg/g soit un taux d'adsorption de 99,69%, pour une dose d'adsorbant de 0,75g. La cinétique d'adsorption est lente et suit convenablement le modèle du pseudo-second ordre, suggérant ainsi l'existence d'une chimisorption (adsorption de sphère interne) des deux espèces d'arsenic. La latérite DA est prometteuse pour une utilisation en tant qu'adsorbant pour l'élimination de l'arsenic (III) et (V) dans les eaux souterraines.

CONFLIT D'INTÉRÊTS

Les auteurs déclarent qu'ils n'ont aucun conflit d'intérêt.

CONTRIBUTIONS DES AUTEURS

RDO est l'initiateur principal, il a prélevé les échantillons, réalisé les travaux, et a rédigé le manuscrit. CB et BS ont tous participé à la réalisation de certaines analyses, à l'élaboration de l'article et à la correction du manuscrit. BG et LB ont coordonné et orienté ce travail et donner un contenu scientifique basé sur les connaissances dans ce domaine. Tous les auteurs ont lu et approuvé le manuscrit final.

REMERCIEMENTS

Les Auteurs souhaitent exprimer leur gratitude à International Science Programme (ISP/IPICS), Uppsala, Sweden pour le soutien financier apporté, qui a permis de réaliser ce travail.

RÉFÉRENCES

- Adra A. 2014. Structure et réactivité des nano-oxyhydroxydes de fer et d'aluminium en aval d'un drainage minier acide. Thèse de l'Université Pierre et Marie Curie, France, 126 p.
- Bakouan C. 2018. Caractérisation de quelques sites latéritiques du Burkina Faso : application à l'élimination de l'arsenic (III) et (V) dans les eaux souterraines. Thèse de l'Université Ouaga I Pr JKZ (Burkina Faso) et de l'Université de Mons (Belgique), 241p.
- Bretzler A, Lalanne F, Nikiema J, Podgorski J, fenninger NP, Berg M, and Schirmer M. 2017. Science of the Total Environment Groundwater Arsenic Contamination in Burkina Faso, West Africa: Predicting and Verifying Regions at Risk. *Science of the Total Environment*, 1-13. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.147>.
- Chatterjee S, Sourav M, and Sirshendu D. 2018. Design and Scaling up of Fixed Bed Adsorption Columns for Lead Removal by Treated Laterite. *Journal of Cleaner Production*, **177**: 760–774. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.12.249>.
- Chatterjee S, and Sirshendu D. 2016. Toxic / Hazardous Substances and Environmental Engineering Application of Novel, Low-Cost, Laterite-Based Adsorbent for Removal of Lead from Water : Equilibrium, Kinetic and Thermodynamic Studies. *Journal OF Environmental Science and Health*, **51**(3):193-203. DOI: <https://doi.org/10.1080/10934529.2015.1094321>.
- Cheng HC, Johannes L, and Mark EH. 2008. Natural Oxidation of Black Carbon in Soils: Changes in Molecular Form and Surface Charge along a Climosequence. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, **72**(6) : 1598 – 1610. DOI : <https://doi.org/10.1016/j.gca.2008.01.010>.
- Fayoud N, Younssi AS, Tahiri S, and Albizane A. 2015. Etude Cinétique et Thermodynamique de l'Adsorption de Bleu de Méthylène Sur Les Cendres de Bois. *J. Mater. Environ. Sci*, **6**(11): 3295–3306.
- Gourouza M, Mahamadou Z, BOOS A.2018. Shell of balanites egyptiacas to effectively eliminate arsenate of aqueous solutions. *Int. J. Biol. Chem. Sci.*, **12**(6): 2963-2972. DOI: <https://dx.doi.org/10.4314/ijbcs.v12i6.37>
- Gillman PG. 1991. The Chemical Properties of Acid soils with Entphasis on Soils of the Humid Tropics. *Plant-soil interactions at low pH R.I. Wright (cd.) Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, the Netherlands*, 3- 14. DOI: <https://doi.org/10.1007/978-94-011-3438-51>.
- Giorgis I, Bonetto S, Giustetto R, Lawane A, Pantet A, Rossetti P, Thomassin HJ, and Vinai R. 2014. The Lateritic Profile of Balkouin, Burkina Faso: Geochemistry, Mineralogy and Genesis.” *Journal of African Earth Science*, **90**: 31–48. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jafrearsci.2013.11.006>.
- Glocheux Y, Méndez M, Albadarin BA, Allen JS, and Walker MG. 2013. Removal of Arsenic from Groundwater by Adsorption onto an Acidified Laterite By-Product. *Chemical Engineering Journal*, **228**: 565–74. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2013.05.043>.
- Issiakou SM, Saiyouri N, Anguy Y, Gaborieau.C, Fabre.R. 2015. Etude des matériaux latéritiques utilisés en construction routières au Niger : méthode d'amélioration. 33^{èmes} Rencontres de l'AUGC, ISABTP/UPPA, Anglet, halid : hal-01167576. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01167576y>.

- Jin Y, and Kyung RH. 2005. Adsorption Isotherm of Ibuprofen on Molecular Imprinted Polymer. *Korean J. Chem. Eng.*, **22**(2): 264 – 65. DOI : <https://doi.org/10.1007/BF02701495>.
- Jouessein E, Petit S, Decarreau A. 2001. Une nouvelle méthode de dosage des minéraux argileux en mélange par spectroscopie IR. *C.R.Acad. Sci. Paris, Sciences de la Terre et des planètes/Earth and Planetary Sciences*, **332**: 83-89. DOI : [https://doi.org/10.1016/S1251-8050\(01\)01511-7](https://doi.org/10.1016/S1251-8050(01)01511-7).
- Kassenga RG, Mato RR. 2008. Arsenic contamination levels in drinking water sources in mining areas in Lake Victoria Basin, Tanzania, and its removal using stabilized ferralsols. *Int. J. Biol. Chem. Sci.*, **2**(4): 389 - 400. DOI: <http://dx.doi.org/10.4314/ijbcs.v2i4.39771>
- Kpinsoton MGR, Richardson Y, Yacouba H, Motuzas J, Drobek M, Gana AL. 2018. New Insight into the Microstructure of Natural Calcined Laterites and Their Performance as Heterogeneous Fenton Catalyst for Methylene Blue Degradation. *Ó Akademiai Kiado', Budapest*, DOI: <https://doi.org/10.1007/s11144-018-1406-0>.
- Lawane A, Vinai R, Pantet A, Thomassin JH, Messan A .2014. Hygrothermal features of laterite dimension stones for sub-saharan residential building construction. *ASCE Journal of Materials in Civil Engineering*, **26**(7): 05014002–1–05014002–8. DOI: [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)MT.1943-5533.0001067](https://doi.org/10.1061/(ASCE)MT.1943-5533.0001067).
- Laibi BA, Gomina M, Sorgho B, Sagbo E, Blanchart P, Boutouil M, Sohounhloué KCD : 2017 Caractérisation physico-chimique et géotechnique de deux sites argileux du Bénin en vue de leur valorisation dans l'éco-construction. *Int. J. Biol. Chem. Sci.*, **11**(1): 499-514. DOI: <http://dx.doi.org/10.4314/ijbcs.v11i1.40>
- Lawrinenko M, Dapeng J, Chumki B, and David AL. 2017. Aluminum and Iron Biomass Pretreatment Impacts on Biochar Anion Exchange Capacity. *Carbon*, **118**: 422–30. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.carbon.2017.03.056>.
- Maji SK, Anjali P, Tarasankar P, and Asok A. 2007. Adsorption Thermodynamics of Arsenic on Laterite Soil. *J. Surface Sci. Technol*, **22** (3): 161–76.
- Maiti A, Sunando D, Jayant KB, and De S. 2007. Adsorption of Arsenite Using Natural Laterite as Adsorbent. *Separation and Purification Technology*, **55**:350-359. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2007.01.003>.
- Maiti A, Basu KJ, and De S. 2012. Experimental and Kinetic Modeling of As (V) and As (III) Adsorption on Treated Laterite Using Synthetic and Contaminated Groundwater: Effects of Phosphate, Silicate and Carbonate Ions. *Chemical Engineering Journal*, **191**: 1–12. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2010.01.031>
- Messeaouda S. 2015. Etude de la capacité de rétention et d'élimination des cations métalliques par des adsorbants naturels. Thèse de l'Université de Mustapha Stambouli, Mascara, Algérie, 184p.
- Millogo Y, Traoré K, Ouedraogo R, Kaboré K, Blanchart P, Thomassin HJ .2008. Geotechnical, mechanical, chemical and mineralogical characterization of lateritic gravels of Sapouy (Burkina Faso) used in road construction. *Construction and Building Materials*, **22**: 70 –76. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2006.07.014>.
- Njoya D, Njoya A, Ngueteu KA, Y.D. Tchuidjang DY, Nkoumbou C.2017. Caractérisation chimique et minéralogique de quelques indices de bauxite de Foumban (Ouest-Cameroun). *Int. J. Biol. Chem. Sci.*, **11**(1): 444 - 452. DOI: <http://dx.doi.org/10.4314/ijbcs.v11i1.35>

- Partey F, Norman D, Ndur S, Nartey R. 2008. Arsenic Sorption onto Laterite Iron Concretions: Temperature Effect. *Journal of Colloid and Interface Science*, **321**: 493–500. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2008.02.034>.
- Ramirez-Muñiz K, Rodriguez PF, Mendez RR. 2018. Adsorption of arsenic onto an environmental friendly goethite-polyacrylamide composite. *Journal of Molecular Liquids*, **264**: 253–260. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2018.05.063>.
- Saidi D, Bissonnais LY, Duval O, Daoud Y, Tessier D. 2008. Estimation et Signification de la capacité d'Échange Cationique Des Sols Salés Du Cheliff (Algérie). *Etude et Gestion Des Sols*, **15**: 241–54.
- Schell RW, Jordan VJ. 1959. Anion exchange studies on pure clays. *Plant and Soil*, **X**, **4**: 303-317. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF01666207>.
- Sorgho B, Bressollier P, Guel B, Zerbo L, Ouedraogo R, Gomina M, Blanchart P. 2016. Étude Des Propriétés Mécaniques Des Géomateriaux Argileux Associant La Décocion de Parkia Biglobosa (Néré). *Comptes Rendus Chimie*, **19** (7) : 895–901. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.crci.2016.01.016>.
- Trachi M, Bourfis N, Benamara S, Gougam H. 2014. Préparation et Caractérisation d'un Charbon Actif à Partir de La Coquille d'Amande (Prunus Amygdalus) Amère. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ*, **18** (4): 492–502.
- Yadav SL, Mishra KB, Kumar A, Kakoli PK. 2014. Arsenic Removal Using Bagasse Fly Ash-Iron Coated and Sponge Iron Char. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, **2**(3): 1467–73. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2014.06.019>.
- Yao S, Liu Z, and Shi Z. 2014. Arsenic Removal from Aqueous Solutions by Adsorption onto Iron Oxide/Activated Carbon Magnetic Composite. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, **12**(1): 1–8. DOI: <https://doi.org/10.1186/2052-336X-12-58>.