



***COMPARAISON DES CAPACITES DE
TRAITEMENTS DE L'ARSENIC PAR DES
MATERIAUX INDUSTRIEL ET LOCAL***

MEMOIRE POUR L'OBTENTION DU
MASTER EN INGENIERIE DE L'EAU ET DE L'ENVIRONNEMENT
OPTION : EAU ET ASSAINISSEMENT

Présenté et soutenu publiquement le 26 juin 2013 par :

Gérard Yves SANOU

Travaux dirigés par : Dr Franck LALANNE

Enseignant chercheur à 2iE

Centre Commun de Recherche « Eau et Climat »

Jury d'évaluation du stage :

Président : Hella KAROUI

Membres et correcteurs : Olivier BOUSIGE

Gislain HAOULE

Boukary SAWADOGO

Promotion [2012/2013]

DEDICACES

- A Mon père Robert SANOU et à ma mère Christine SANOU qui n'ont ménagé aucun effort pour mon éducation et ma réussite,
- à mon oncle Anselm SANOU et à son épouse Marie Thérèse SANOU qui n'ont cessé de me soutenir tout au long de mon cursus universitaire,
- à mes sœurs Sabine, Gisèle, Pélagie et Estelle qui m'ont toujours soutenues dans mes joies et dans mes peines,
- à ma tante Martine ZAN pour son effort incessant,
- à mon oncle Georges SANOU et à son épouse Claire SANOU pour leur soutien multiforme,
- à tous ceux qui ont contribué à mon bien-être.

REMERCIEMENTS

Ces études n'auraient pu aboutir sans l'aide, les conseils et le soutien constant et indéfectible de nombreuses personnes à qui je voudrais témoigner, à travers ces quelques lignes ma reconnaissance et ma profonde gratitude. Ces remerciements vont particulièrement à :

- Mon encadreur M. Franck LALANNE du Laboratoire Eau, Dépollution, Ecosystème et Santé pour son entière disponibilité et sa volonté pour l'aboutissement de ce travail,
- M. Boukary SAWADO du Laboratoire Eau Dépollution Ecosystème et Santé pour sa disponibilité et ses conseils avisés,
- M. Koffi KOKOLE du Laboratoire Génie Civil de Kamboinsé,
- M. Moustapha OUEDRAOGO du Laboratoire Eau Dépollution Ecosystème et Santé.
- Tout le personnel administratif de 2iE, à sa tête le Directeur Général et les Enseignants pour la qualité de la formation reçue,
- A tous mes camarades.

RESUME

Dans de nombreux pays, les eaux souterraines constituent la principale source d'approvisionnement en eau potable pour les populations, surtout celles rurales. Ces eaux peuvent être contaminées par des ETM comme l'arsenic qui peut y être présent à des concentrations élevées. Pour rendre potables ces eaux, il faut ramener la concentration de l'As aux normes admises par l'OMS en mettant en place un système de traitement.

Notre travail a consisté à comparer les caractéristiques d'adsorption de l'arsenic sur le sol latéritique et sur le GEH à l'échelle du laboratoire. Les effets de la dose d'adsorbant et le temps de contact ont été examinés. Il a aussi été question de comparer la capacité maximale d'adsorption Q_m , le terme R_L qui permet de voir si la réaction est favorable ou pas et la cinétique d'adsorption de ces deux adsorbants. Chaque test a duré 30 mn au cours duquel il a été fait des prélèvements de 10 ml de la solution à 0,5 ; 1 ; 2 ; 5 ; 10 ; 25 et 30 mn. La concentration initiale de l'arsenic utilisée était de 0,25 ppm. Les doses de latérite et de GEH utilisées étaient de 1, 5, 10, et 20 g/L. Dans les conditions optimisées, la latérite adsorbe jusqu'à 99,6156 % d'arsenic total et le GEH 99,6948 %. La dose optimale requise est de 20g/L et la réaction est d'ordre deux d'un point de vue cinétique. Malgré un pourcentage de fer de 26,56 %, le sol latéritique a montré une grande capacité de rétention de l'As et pourrait donc être utilisé comme adsorbant dans le traitement de l'As au même titre que le GEH.

Mots Clés :

1 - Traitement de l'arsenic

2 – Eau souterraine

3 - Latérite

4 - GEH

5 – Adsorption de l'arsenic sur l'hydroxyde de fer

ABSTRACT

In many countries underground water constitute the principal source of supply drinking water for the populations especially in rural area. This water can be contaminated by ETM as the arsenic which can be present with very high concentrations. To treat this water it is necessary to bring back the concentration of the As to the allowed standards by WHO by setting up a system of treatment.

Our work consisted in comparing the characteristics of adsorption of arsenic on lateritic ground with the GEH on the laboratory scale . The effects of the amount of adsorbent and the time of contact were examined. There was also some discussion about comparing Q_m , the R_L and the kinetics of adsorption of these two adsorbents. Each test lasted 30 mn at the court of which one made taking away of 10 ml of the solution with 0,5, 1; 2; 5; 10; 25 and 30 mn. The initial concentration of arsenic used is of 0.25 ppm. The amounts of laterite and GEH used are 1, 5, 10, and 20 g/L. Under the optimized conditions the ground of lateritic adsorbs up to 99,6156 % of total arsenic and the GEH 99,6948 %. The necessary optimal concentration in iron is 20g/L and the reaction is of order two in terms of kinetic. In spite of a percentage of iron of 26.56 % the lateritic ground showed a great holding capacity of the As and could thus be uses as adsorbent in the treatment of the As as well as the GEH.

Key words :

1 – Arsenic removal

2 - Groundwater

3 - Laterite

4 - GEH

5 – Adsorption of arsenic on the iron hydroxide

LISTE DES ABREVIATIONS

As : Arsenic

As (III): arsénite

As (V): arséniate

ETM : Eléments traces métalliques

GEH: Granular Eisen Hydroxyde.

HCl : Acide chlorhydrique

HNO₃ : Acide nitrique

OMD : Objectifs du Millénaire pour le développement

PNUD : Programme des Nations Unies pour le Développement

SAAF : Spectrométrie d'absorption atomique à flamme

Q_m : Capacité maximale d'adsorption

ΔG⁰ : Enthalpie libre

R_L : Facteur sans dimension permettant de déterminer si une réaction est favorable ou pas

TABLE DES MATIERES

<i>LISTE DES ABREVIATIONS</i>	<i>vi</i>
<i>LISTE DES FIGURES</i>	<i>ix</i>
<i>LISTE DES TABLEAUX</i>	<i>x</i>
<i>INTRODUCTION</i>	<i>1</i>
<i>I. SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE</i>	<i>4</i>
I.1. Propriétés de l'arsenic.....	4
I.2. Les différentes origines de l'arsenic.....	5
I.2.1 Origines naturelles.....	5
I.2.2. Origines anthropiques.....	5
I.3. Formes de l'arsenic.....	5
I.3.1. Formes inorganiques.....	5
I.3.2. Formes organiques.....	6
I.4. Toxicité	6
I.4.1.L'exposition à l'arsenic	6
I.4.2. Effets sur la santé	7
I.5. Traitement de l'As	8
I.5.1.Adsorbants utilisés	8
I.5.2 Travaux réalisés dans ce domaine.....	9
<i>II. MATÉRIELS ET MÉTHODES</i>	<i>11</i>
II.1.Echantillonnage	11
II.2.Préparation de l'échantillon.....	11
II.3.Caractéristiques de la latérite	12
II.3.1.Extraction du fer total dans la latérite	12
II.3.2.Dosage du fer total.....	12
II.4.Caractérisation De La Latérite Avec La Méthode Des Ajouts Dosés	12
II.5.Test en batch	13
II.5.1.Effet de la concentration en fer et le temps de contact.....	14
II.5.3 Dosage de l'arsenic après traitement.....	17

III.RESULTATS.....	18
III.1. Dosage du fer dans les latérites par ajouts dosés	18
III.2 Comparaison du traitement par la latérite et le GEH.....	19
III.2.1 Avec 1g/l de fer.....	19
III.3.2. Avec 5g/l de fer	20
III.3.3. Avec 10g/l de fer	20
III.3.4. Avec 20g/l de fer.....	21
III.3. Effet de la dose de fer sur le degré de traitement	21
III.4. La cinétique de la réaction	22
III.5. Calcul de la capacité maximale d'adsorption Q_m	23
III.6. Calcul de ΔG° et de R_L	26
III.6.1. ΔG°	26
III.6.2 R_L	26
IV.DISCUSSION ET ANALYSE.....	27
IV.1. Dosage du fer	27
IV.2.Effet du temps de contact sur l'efficacité du traitement.....	27
IV.3. Effet de la dose de l'adsorbant sur l'efficacité du traitement	28
IV.3. La quantité maximale d'adsorption et les paramètres thermodynamiques	29
IV.3.1. La Q_m	29
IV.3.2. ΔG° et R_L	30
CONCLUSION GENERALE	31
RECOMMANDATIONS ET PERSPECTIVES	33
Bibliographie	34
ANNEXES	37

LISTE DES FIGURES

Figure 1: Cuirasses latéritiques	9
Figure 2: GEH	9
Figure 3: Site de Karpala.....	11
Figure 4: Site de Kamboinsé	11
Figure 5: Le voltampéromètre.....	17
Figure 6: Système de traitement en batch.....	17
Figure 7: Masse totale de fer obtenue par la méthode des ajouts dosés	18
Figure 8: Comparaison de l'évolution du traitement par le GEH et la latérite avec 1g/L de fer.....	19
Figure 9: Comparaison de l'évolution du traitement par le GEH et la latérite avec 5g/L de fer.....	20
Figure 10: Comparaison de l'évolution du traitement par le GEH et la latérite avec 10g/L de fer.....	20
Figure 11: Comparaison de l'évolution du traitement par le GEH et la latérite avec 20g/L de fer.....	21
Figure 12: Evolution du taux de traitement en fonction de la dose d'adsorbant	21
Figure 13: Modèle linéaire de la réaction d'ordre 2 pour le GEH.....	22
Figure 14: Modèle linéaire de la réaction d'ordre 2 pour la latérite.....	23
Figure 15: Modèle de Langmuir pour l'adsorption de l'As par la latérite.....	24
Figure 16: Modèle de Langmuir pour l'adsorption de l'As par le GEH	25

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1: Propriétés physico-chimiques de l'arsenic	4
Tableau 2: Composition du GEH	8
Tableau 3: Quantités de latérite pesées avec les masses de fer ajoutées	13
Tableau 4: Calcul des masses de fer pour le traitement	14
Tableau 5: Les masses de fer à peser pour le traitement	14
Figure 6: Protocole de traitement	16
Tableau 7: Masses de fer dosé.....	18

INTRODUCTION GENERALE

INTRODUCTION

Thématique général

L'arsenic, vingtième élément en abondance dans la croûte terrestre, est un métalloïde entrant dans la constitution de plus de 245 minéraux (Mandal et Suzuki, 2002). Bien qu'il se rencontre en trace à l'état naturel dans de nombreux sols, les activités anthropiques (usage de pesticides, extraction et exploitation de minerais principalement) conduisent souvent à son accumulation dans l'environnement. Le devenir de l'arsenic dans le milieu naturel est gouverné par un certain nombre de réactions chimiques, et plus particulièrement par les phénomènes d'adsorption et d'oxydation. Les principales phases adsorbantes sont les (oxy) hydroxydes métalliques et les argiles. Dans l'eau, aux pH naturels, l'arsenic libre se rencontre essentiellement sous forme inorganique aux degrés d'oxydation (III) et/ou (V). L'arsenic est un oligo-élément essentiel à la vie et les besoins pour l'homme ont été évalués entre 10 et 20 µg/jour (Neuzil, 1990).

Dans l'eau l'As III est d'abord oxydé en As (V) avant son adsorption sur les hydroxydes ferriques (Kumar et *al.*, 2004).

Les méthodes classiques de traitement d'eaux contaminées par l'arsenic peuvent être classées en plusieurs catégories :

- Les techniques d'adsorption : charbon actif, alumine, argiles et latérites,
- les techniques de précipitation : co-précipitation à l'aide de solutions de chlorure ferrique principalement, qui piège l'arsenic au sein d'un précipité d'hydroxyde de fer amorphe,
- les autres techniques physico-chimiques : électrolyse, extraction par solvant, échange d'ions, séparation sur membrane, oxydation/réduction,
- les techniques biologiques : bio sorption, bio volatilisation, phyto extraction.

Depuis plusieurs années, on constate l'émergence de nouvelles techniques d'élimination de l'arsenic par adsorption sur de nouveaux supports (Altundogan et *al.*, 2002; Lombi et *al.*, 1999) comme les argiles ou les latérites. Le développement de tels procédés présente un intérêt grandissant du fait de l'ampleur de la pollution arsénisée dans le monde.

Ainsi, de nombreux chercheurs travaillent sur la mise en place d'un système de traitement de l'arsenic à partir de l'oxyde de fer contenu dans la latérite et dans le GEH (Granular Eisen Hydroxyde).

Les travaux menés ces dernières années ont montré que le traitement de l'arsenic avec la latérite donnait un bon résultat. En effet, le rendement du traitement est compris entre 95 et 98 % (Maji *et al.*, 2007 ; Nemade *et al.*, 2009).

Tous ces types de traitements cités ci-dessus sont susceptibles de pouvoir remédier à cette pollution chimique. Cela est d'autant plus important que les eaux souterraines restent les seules voies d'accès à l'eau potable pour les populations rurales des pays en développement comme le Burkina Faso.

Ce pays a choisi comme cible prioritaire dans sa politique d'atteinte des Objectifs du Millénaire pour le Développement (OMD), l'accès à l'eau potable et à l'assainissement. Ainsi, il a réalisé environ 1882 forages entre 2006 et 2007 et mené des actions de réhabilitation de nombreux forages défectueux (PNUD, 2012).

Problématique

Ce vaste programme de fourniture d'eau potable aux populations a été malheureusement freiné, notamment dans la région du Nord, par la découverte de forages contaminés par l'arsenic.

Dans les eaux destinées à la consommation humaine, la concentration maximale admissible pour l'arsenic a été abaissée à 10 µg/L (OMS, 2006). La voie principale d'exposition pour l'ensemble des populations demeure l'ingestion soit directe par la consommation d'eaux soit indirecte par la consommation d'organismes ayant concentré l'arsenic.

En effet, les récurrentes affections de la peau (mélanose, kératose et tumeurs de la peau) dans cette région et la découverte des concentrations élevées d'arsenic, atteignant parfois 1630 µg/L, dans certaines eaux souterraines notamment dans la province du Yatenga à proximité de la ville de Ouahigouya (Smedley *et al.*, 2007) ont conduit les autorités à procéder à la fermeture de nombreux forages.

Objectifs

L'objectif principal de cette étude est d'étudier les potentialités d'un matériau industriel et d'un matériau naturel pour la rétention de l'arsenic sur un pilote de laboratoire.

Les objectifs spécifiques sont :

- Doser le fer total contenu dans l'échantillon de latérite,
- étudier les cinétiques d'adsorption de la latérite,
- comparer cette cinétique à celle d'un matériau industriel à base d'oxyde de fer (GEH).

Hypothèses

- Les sols latéritiques contiendraient des quantités importantes d'oxyde de fer,
- l'hydroxyde de fer permet d'adsorber l'arsenic,
- la vitesse d'adsorption de l'arsenic serait élevée.

Méthodologie

Pour atteindre nos objectifs nous allons :

- Evaluer la quantité de fer contenu dans la latérite à l'aide du SAAF,
- déterminer la quantité de latérite et le temps permettant d'obtenir un traitement optimal de l'arsenic,
- comparer la capacité maximale d'adsorption des deux matériaux,
- déterminer les paramètres des cinétiques d'adsorption.

CHAPITRE I :
SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

I. SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE

I.1. PROPRIÉTÉS DE L'ARSENIC

L'arsenic qui est un élément naturellement présent dans l'environnement existe nativement sous trois formes allotropiques : jaune (α) ; noire (β) et grise (γ). L'arsenic est un élément ubiquiste que l'on trouve dans l'atmosphère, dans les milieux aquatiques, les sols, les sédiments et les organismes vivants. Dans les sols la concentration en arsenic est généralement comprise entre 0,1 et 40 mg/kg d'après Bowen (1979) et entre 1 et 50 mg/kg d'après Backer et Chesnin (1975), ce qui correspond à une moyenne de 6 mg/kg dans les sols. C'est le 51^e élément en termes d'abondance dans la couche terrestre. Il possède de nombreuses propriétés communes avec les éléments voisins (azote, phosphore, bismuth, antimoine). L'électronégativité de cet élément est trop élevée pour lui donner un caractère métallique. Quelques propriétés physico-chimiques de l'élément arsenic sont présentées dans le tableau suivant :

Tableau 1: Propriétés physico-chimiques de l'arsenic

N° atomique	33
Masse atomique	74,9216
Point de Sublimation	613°C
Température de fusion	814° (36atm)
Densité	5,72
Valences	-III (arsine) ; 0 (arsenic métallique); +III (arsénite) ; +V (arséniate)
Configuration électronique	[As] 3d ¹⁰ 4s ² 4p ³

La chimie de l'arsenic est fondée sur les propriétés de ses oxydes et sur leur capacité à former des sels avec de nombreux cations. Ses possibilités d'établir des liaisons covalentes stables avec l'hydrogène et le carbone sont à la base d'une grande variété de composés organiques de l'arsenic d'origine naturelle ou industrielle.

I.2. LES DIFFERENTES ORIGINES DE L'ARSENIC.

La contamination des eaux souterraines par l'As peut avoir deux origines.

I.2.1 Origines naturelles.

Les contaminations naturelles ont pour la plupart une origine géologique. A la faveur de divers processus biogéochimiques, l'arsenic peut se dissoudre dans l'eau et parvenir dans les aquifères, les sources et les cours d'eau (Kim et *al.*, 2003 ; Hug et *al.*, 2001 ; Smedley et Kinniburgh, 2002 ; Mandal et Suzuki, 2002). Les sources naturelles d'arsenic dans le monde sont généralement : les sédiments volcaniques, les minéraux sulfurés, les oxydes métalliques et les remontées des sources thermales. La contamination des eaux par l'arsenic n'est pas uniforme dans l'aquifère. Ainsi, des concentrations d'arsenic élevées apparaissent localement influencées par des situations hydrogéologiques particulières (Rodriguez et *al.*, 2004). Les sources de pollution par l'arsenic dépendent des formations géologiques et hydrogéologiques en place rencontrées dans un pays.

I.2.2. Origines anthropiques.

L'arsenic peut également provenir d'activités humaines. Des procédés industriels tels que : l'exploitation minière, la fonte de minerais et les centrales au charbon contribuent tous à la présence d'arsenic dans l'air, l'eau et le sol. La contamination peut être aussi causée par des pesticides agricoles et par des substances chimiques utilisées dans le traitement du bois qui contiennent l'arsenic mais son utilisation industrielle est de plus en plus contrôlée voire interdite.

I.3. FORMES DE L'ARSENIC

I.3.1. Formes inorganiques

La configuration électronique de l'arsenic induit quatre degrés d'oxydation possibles : (-3), (0), (+3), (+5). Les composés de l'arsenic rencontrés dans l'environnement correspondent principalement à des espèces inorganiques, présentant les deux degrés d'oxydation As(V) et As(III) : arsénates et arsénites respectivement. Ils sont solides, liquides voire gazeux.

I.3.2. Formes organiques

Des composés arséniés méthylés (acide monométhylarsonique : MMAA, acide diméthylarsinique : DMAA, oxyde triméthylarsine : TMAO) sont présents dans les sols.

Leur origine peut être soit une méthylation directe de l'arsenic par les micro-organismes telluriques, soit un apport anthropique principalement agricole (pesticides, fertilisants...). Ces composés sont également présents dans les milieux aquatiques (eaux naturelles douces ou salines). Leur origine est moins bien connue car ces composés peuvent être le résultat de la méthylation de l'arsenic minéral par les algues ou de la dégradation microbienne des composés organiques plus complexes comme l'arsénobétaïne et les sucres arséniés excrétés par les organismes à leur mort.

I.4. TOXICITE

L'arsenic est un oligo-élément essentiel à la vie (Neuzil, 1990). Les besoins en arsenic pour l'homme ont été évalués entre 10 et 20 µg/jour (Jacotot et Le Parco, 1999). Un apport trop important peut s'avérer néfaste pour les végétaux, les animaux et l'homme.

Chez l'homme, une dose de 1 à 2 mg/kg de As est potentiellement toxique ; l'exposition au gaz d'hydrogène arsénié (AsH_3) à des concentrations supérieures à 250 mg/kg provoque la mort quasi-instantanément et l'inhalation même brève de 100 mg/kg entraîne le décès dans les 30 mn (Testud, 1993).

I.4.1. L'exposition à l'arsenic

L'absorption de l'arsenic est possible par toutes les voies (inhalation, ingestion et pénétration cutanée). La voie principale d'absorption est la voie orale suivie de la voie par inhalation, la voie cutanée étant une voie mineure d'exposition (INERIS, 2005).

Les concentrations les plus élevées sont retrouvées dans les cheveux (0,65 mg/kg) et les ongles (0,36 mg/kg) (INERIS, 2005).

La voie principale d'exposition pour l'ensemble des populations demeure l'ingestion soit directe par la consommation d'eaux contaminées (la teneur en arsenic des eaux de consommation doit être < 10 µg/L), soit indirecte par la consommation d'aliments contaminés par l'arsenic.

I.4.2. Effets sur la santé

La concentration totale en arsenic ne suffit pas pour évaluer le risque lié à cet élément.

La toxicité aiguë et chronique de l'arsenic dépend de sa spéciation, c'est-à-dire de la forme chimique sous laquelle il se trouve, mais aussi de la voie d'absorption.

L'absorption digestive d'arsenic inorganique est très importante de 80 à 100 % de la dose ingérée selon la forme de l'arsenic. Par contre, les formes organiques d'origine alimentaire (telles que l'arsénobétaïne ((CH₃)₃As⁺CH₂COOH) ou l'arsénocholine ((CH₃)₃As⁺(CH₂)₂OH)) ne sont pas fixées par les tissus et sont éliminées sans aucune transformation (Testud, 1993).

Les ions arsénites (AsO₃⁻) ont une forte affinité pour les groupements sulfhydryles (SH-) des enzymes et ainsi perturbent de multiples réactions cellulaires comme par exemple les synthèses protéiques (Testud, 1993). Les ions arsénates (AsO₄⁻) interfèrent avec les mécanismes ATP-ADP et inhibent la phosphorylation oxydative, provoquant une chute du métabolisme (Sanders et Vermersh, 1982). Dans le sang, l'arsenic est lié aux protéines plasmatiques et aux globules rouges.

Généralement, l'As(III) est plus toxique que l'As(V) (Webb, 1966; Hirano et al., 2004). La biométhylation, c'est-à-dire la transformation biologique d'arsenic inorganique en un composé organique avec un ou plusieurs groupements méthyles, est souvent considérée comme un processus de détoxification des organismes. La toxicité de l'arsenic varierait comme suit : AsH₃ gaz, As(-III) > As(III) > As(V) > composés méthylés.

Des études de (Zakharyan et Aposhian, 1999 ; Aposhian et al., 2000 ; Mass et al., 2001) tendent à contredire cet ordre de toxicité et prouvent que des espèces méthylées d'arsenic trivalent pourraient être plus toxiques que As(III) inorganique. En effet des douleurs abdominales, des vomissements et des diarrhées ont été rapportés suite à l'ingestion d'arsenic sous les formes de monométhylarsine (MMA, 793 mg/kg) et de diméthylarsine (DMA, 77 mg/kg) (Shum et al., 1995 ; Lee et al., 1995).

I.5. TRAITEMENT DE L'AS

I.5.1. Adsorbants utilisés

➤ Le Granular Eisen Hydroxyde ou GEH est un oxy-hydroxyde de fer ferrique, cristallisé sous la forme (β -FeOOH). Il est obtenu par précipitation d'hydroxyde ferrique à partir de soude et de chlorure ferrique, suivie d'une déshydratation partielle sous pression (Wikipedia). Utilisé pour le traitement de l'eau potable, le GEH est un adsorbant de l'arsenic (III, V) permettant d'obtenir des teneurs inférieures à 10 $\mu\text{g/L}$ (norme de potabilité). Il présente une capacité d'adsorption très importante par rapport aux autres adsorbants actuellement sur le marché (Alumine activée, Oxyde de manganèse...).

Tableau 2: Composition du GEH

Composition	s-FeOOH and Fe(OH)₃
Quantité de fer	610 g/kg \pm 10 %
Diamètre des particules	0,2 – 2,0 mm
Densité	1150 kg/m³ \pm 10 %

➤ La latérite (du latin later, brique) est une roche rouge ou brune, qui se forme par altération des roches sous les climats tropicaux. Le sens large désigne l'ensemble des matériaux, meubles ou indurés, riches en hydroxydes de fer ou en hydroxyde d'aluminium, constituant des sols, des horizons superficiels, des horizons profonds de profil d'altération. On trouve des latérites surtout en domaine intertropical. Elles recouvrent 33 % des continents. Les sols latéritiques sont des sols maigres, lessivés et appauvris en silice et en éléments nutritifs fertilisants (Ca, Mg, K, Na). Le fer oxydé donne la couleur rouge d'une latérite. Il s'agit aussi d'une réserve importante d'aquifères, les sols latéritiques filtrant environ 50 % de l'écoulement global (Wikipedia).



Figure 1: Cuirasses latéritiques



Figure 2 : GEH

I.5.2 Travaux réalisés dans ce domaine

Plusieurs travaux ont été effectués dans le traitement de l'As avec la latérite ou le GEH.

Maji et *al.*, (2007) ont travaillé sur « le traitement de l'As des eaux souterraines par adsorption sur des sols latéritiques ». Les auteurs ont utilisé des doses de latérite de 0 à 25 g/L et un temps de contact de 30 mn. La concentration initiale en As était de 0,33 ppm et les particules avaient des diamètres de 0,164 mm.

La dose optimale obtenue était de 20g/L avec un rendement de 98% en 30 mn de traitement.

« Adsorption de l'As dans des solutions aqueuses sur des sols latéritiques naturellement disponibles » est le sujet sur lequel Nemade et *al.*, ont travaillé en 2009. Pour l'étude, 100 ml d'As (III) de concentration connue (0,25-4 mg/L) sont utilisés. Les particules avaient des diamètres de 0,32 à 0,5 mm Les doses de latérites étaient de l'ordre de 0 à 25g/L. La dose efficace était de 20g/L avec un taux de traitement de 96,34 % en 24h.

« Préparation d'oxyde de nanoparticules de fer mélangée à la Latérite pour le traitement arsenic » a fait l'objet de l'étude de Shwe et *al.*, (2012). La concentration initiale d'As était de 0,3 ppm. Les doses de fer sont : 0,03 ; 0,05 ; et 0,07 g/L.

Le temps de contact alloué était de 80 mn. Avec 75% de traitement, 0,05g était la dose la plus efficace avec un temps de contact de 80 mn.

Sur le GEH, plusieurs travaux ont été publiés.

Ghosh et *al.*, (2004) ont travaillé sur le thème « TCLP Underestimates Leaching of Arsenic from Solid Residuals under Landfill Conditions ». La concentration initiale d'As est de 190 mg/l et 1080 mg/l. La dose de GEH était de 150 g. Ils ont obtenus un traitement de 95% en 48h. « Traitement de l'arsenic, expériences avec le GEH en Allemagne » a été étudié par Heinrich Hasemeier en 2002.

CHAPITRE II :
MATERIELS ET METHODES

II. MATERIELS ET METHODES

II.1.ECHANTILLONNAGE

Les cuirasses latéritiques ont été prélevées dans un quartier périphérique de la ville de Ouagadougou appelé Karpala et à Kamboinsé. Sur chaque site nous avons prélevé environ 2kg de cuirasses latéritiques.



Figure 3: Site de Karpala



Figure 4 : Site de Kamboinsé

II.2.PREPARATION DE L'ECHANTILLON

Les cuirasses ainsi prélevées ont été acheminées au laboratoire Génie Civil de Kamboinsé de 2iE pour y être concassées.

Ce travail s'est effectué de façon manuelle à l'aide d'un marteau.

Après le concassage, nous avons utilisé des tamis ayant des pores de 0,5 mm afin d'obtenir des particules de diamètre souhaité (en l'occurrence inférieur à 0,5 mm).

II.3.CARACTERISTIQUES DE LA LATERITE

Les solutions sont préparées avec de l'eau ultra-pure obtenue à l'aide d'un système de purification d'eau milli-Q (Elgastat PRIMA 1-3). Avant utilisation, la verrerie est lavée plusieurs fois avec de l'eau ultra-pure et rincée avec du HNO₃ à 2% .

II.3.1.Extraction du fer total dans la latérite

Elle a été faite selon la méthode décrite par Rodier (2005) dans la section sédiments. Le mode opératoire est détaillé en annexe I.

II.3.2.Dosage du fer total

Les solutions sont analysées avec le Spectromètre d'absorption atomique à flamme (SAAF) dont le fonctionnement est détaillé en annexe V.

II.4.CARACTERISATION DE LA LATERITE AVEC LA METHODE DES AJOUTS

DOSES

Les ajouts dosés sont une méthode qui consiste à doper l'échantillon à analyser avec une quantité connue de substance que l'on veut doser. La quantité de substance extraite dans l'échantillon est dosée et par extrapolation nous pouvons déterminer la quantité totale de substance (extraite ou non) contenue dans l'échantillon.

- Préparation de la solution de fer à 50g/L :
Il a été dissout 35,01g d'ammonium de fer(II) dans une fiole jaugée de 100 mL contenant de l'eau milli-Q. Après, le volume a été complète jusqu'au trait de jauge.
- Masse de latérite à peser et les ajouts de fer :

Tableau 3: Quantités de latérite pesées avec les masses de fer ajoutées

Numéro creuset	Masse de latérite en g	Quantité de fer ajoutée en mg	Volume de fer ajouté en mL
1	1,005	0	0
1'	1,001	0	0
2	1,0013	167	3,34
2'	1,0005	167	3,34
3	1,0000	334	6,68
3'	1,0015	334	6,68

Les creusets ont été mis à l'étuve pour séchage. Après refroidissement nous avons suivi le même mode opératoire décrit ci-dessus : Rodier (2005).

Les résultats de la caractérisation ont permis de déterminer une concentration de 265,67 mg/g de fer (figure 1).

II.5. TEST EN BATCH

Le test en batch est un système ouvert et non continu. Il a été mis la dose d'adsorbant dans un bécher contenant la solution d'As de concentration connue. Le tout est maintenu sous agitation et des prélèvements ont été effectués à des temps précis. Le test en batch a été utilisé aussi bien avec la latérite qu'avec le GEH.

Préparation de la solution d'arsenic à 0,25 mg/L

Le volume de la solution à préparer est de 1000 mL.

Il a été prélevé 0,25 ml d'une solution d'As à 1000 mg/L et versée dans une fiole jaugée de 1000 ml. Nous avons complété le volume à un litre avec de l'eau milli-Q.

II.5.1. Effet de la concentration en fer et le temps de contact

L'on a utilisé 200 ml de solution d'As ayant une concentration de 0,25 ppm.

Des tests avec la latérite et le GEH pour des concentrations en fer de 1, 5, 10 et 20 g/l ont été effectués.

Calcul des masses de latérite à utiliser

En connaissant la concentration de fer en g/l et le volume de la solution à traiter, cela nous a permis de déterminer la masse de fer dans la solution à traiter par la formule $m=C \times V$.

Le pourcentage de fer dans la latérite étant de 26,57%, nous avons ainsi déterminé la masse de latérite à peser afin d'avoir la masse de fer souhaitée. Le tableau ci-dessous illustre le mode de calcul.

Tableau 4: Calcul des masses de fer pour le traitement

Concentration de fer en g/L	Volume en L	Masse de fer en g	% de fer dans la latérite	Masse de latérite en g
1		0,2		0,753
5	0,2	1	26,57	3,764
10		2		7,527
20		4		15,055

Le tableau suivant donne les masses de latérite à peser pour les concentrations en fer souhaitées avec un volume de 200 mL.

Tableau 5: Les masses de fer à peser pour le traitement

Concentration de fer	Masse de latérite
1g/L	0,753g
5g/L	3,764g
10g/L	7,527g
20g/L	15,055g

Le GEH étant de l'hydroxyde de fer pur, la masse ajoutée est issue du calcul des masses de fer contenues dans les quantités de latérites à utiliser.

Il a été décidé de suivre le protocole de manipulations de Maji et *al.*, (2007), à savoir que le temps total alloué est de 30 mn. L'agitation sera la même pour tous les essais. Au cours du traitement nous avons fait des prélèvements de 10 ml dans la solution à des temps précis c'est-à-dire 0,5 ; 1 ; 2 ; 5 ; 10 ; 25 et 30 mn. La figure ci-dessous illustre la procédure suivie au cours du traitement.

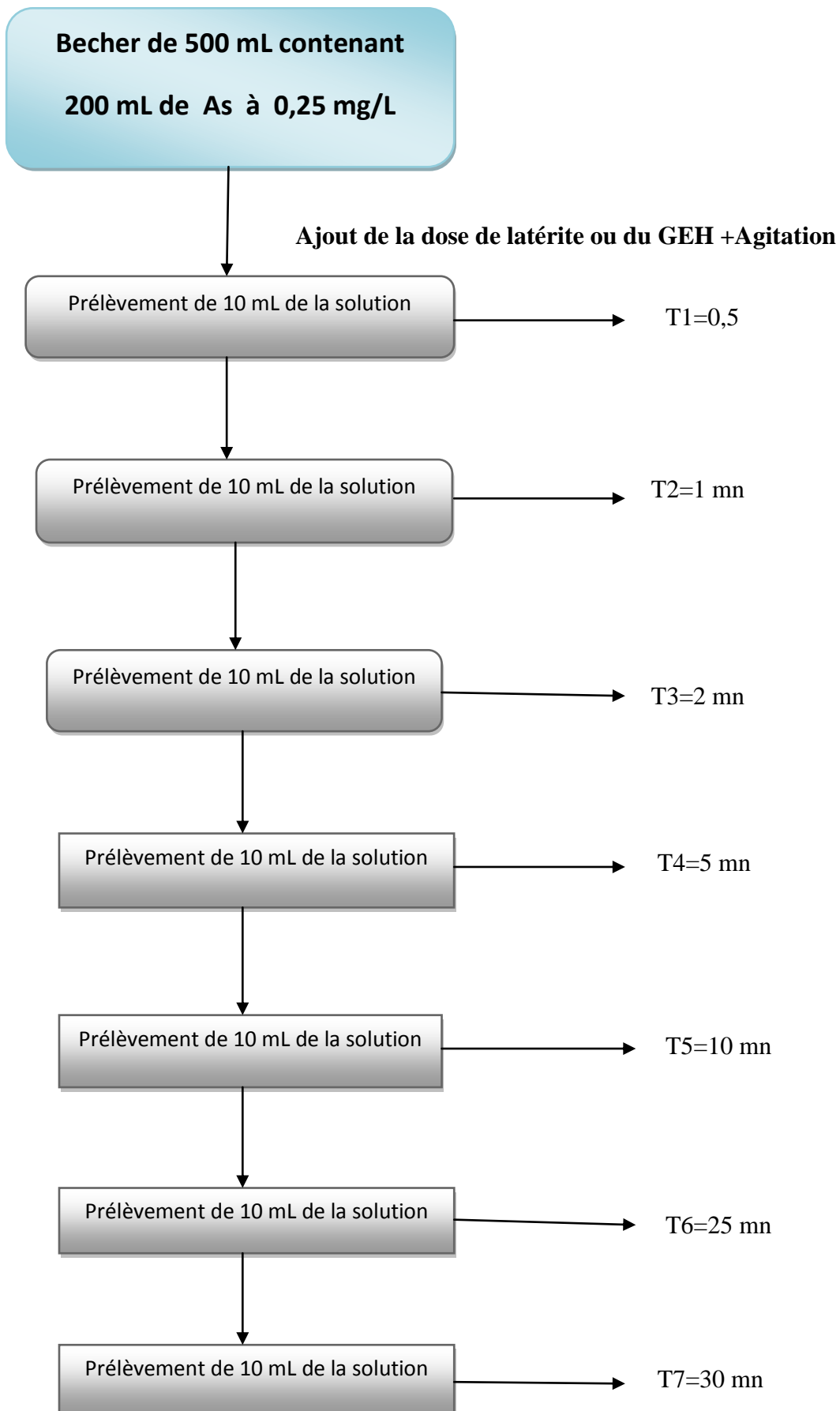


Figure 6: Protocole de traitement

NB : Après prélèvement, les 10 ml de la solution sont mis dans des tubes à centrifuger contenant 200 μ L de HCl à 30%.

Cette expérience a pour but de déterminer la quantité de latérite (donc de fer) permettant d'avoir un traitement optimum de l'arsenic. De plus, cela nous donnera le temps nécessaire à l'atteinte du traitement optimum.

II.5.3 Dosage de l'arsenic après traitement

Après traitement, le contenu de chaque flacon est analysé pour connaître la concentration d'As total n'ayant pas été complexée avec l'hydroxyde de fer.

Cette analyse a été effectuée à l'aide du voltampéromètre connecté à un ordinateur muni du logiciel VA computrace software 1.3.

La voltampérométrie est une méthode d'analyse électrochimique, elle permet l'analyse des oxydations et des réductions en solution qui se réalisent au niveau d'une électrode de référence (les concentrations des espèces à analyser sont souvent très faibles).

Le fonctionnement du voltampéromètre a été détaillé en annexe VI.



Figure 5: Le voltampéromètre



Figure 6 : Système de traitement en batch

CHAPITRE III : RESULTATS

III.RESULTATS

III.1. DOSAGE DU FER DANS LES LATERITES PAR AJOUTS DOSES

Cette méthode a permis d'avoir les résultats ci-dessous.

Tableau 7: Masses de fer dosé

Quantité de fer ajouté en mg	Quantité de fer dosée au SAAF en mg
0	85,7125
0	178,3375
167	206,75
167	300,5125
334	363,55
334	406,025

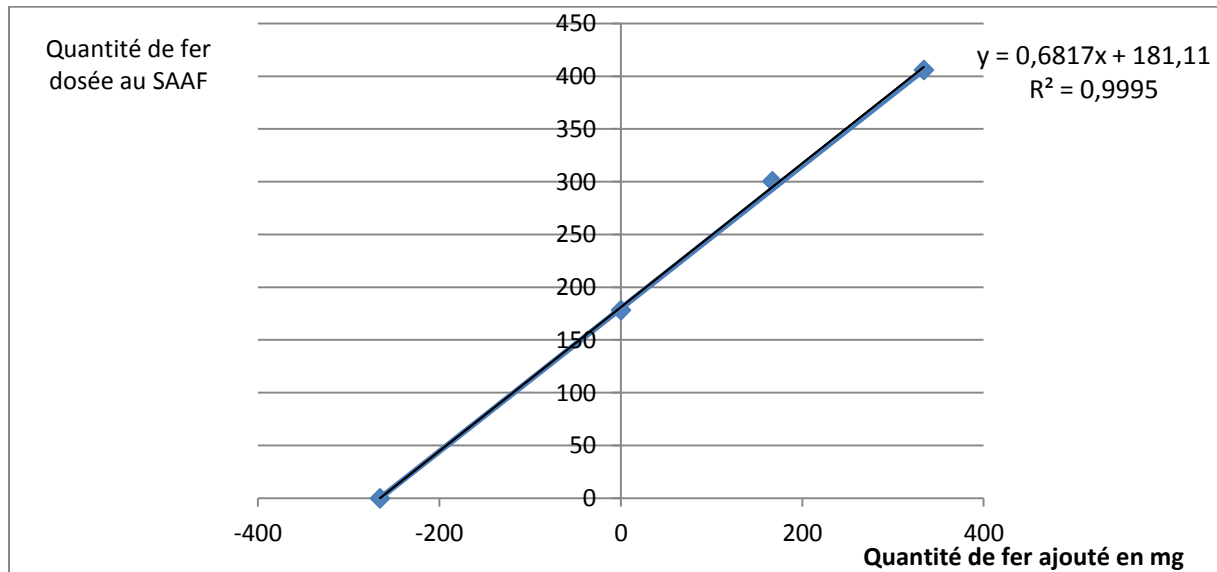


Figure 7: Masse totale de fer obtenue par la méthode des ajouts dosés

La droite d'équation $y = 0,6817x + 181,11$ coupe l'axe des abscisses au point $-265,7$. Ce point correspond à la quantité totale de fer contenue dans un gramme de latérite, c'est-à-dire 265,7 mg.

Ce résultat est intéressant car le coefficient de corrélation est de l'ordre de 0,9995.

III.2 COMPARAISON DU TRAITEMENT PAR LA LATÉRITE ET LE GEH

III.2.1 Avec 1g/l de fer

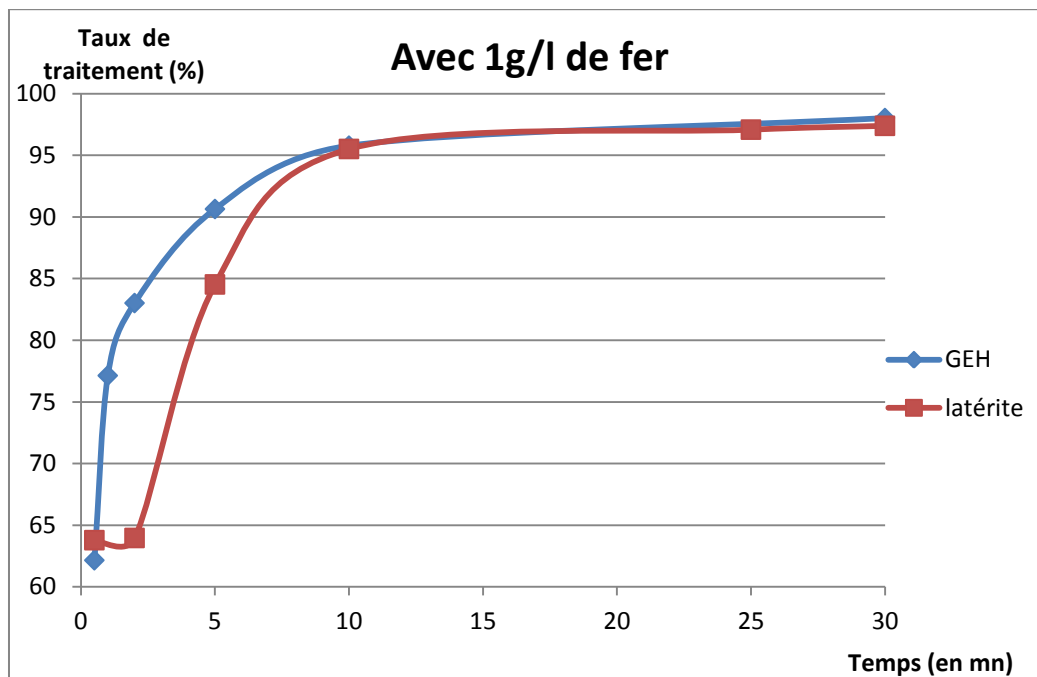


Figure 8: Comparaison de l'évolution du traitement par le GEH et la latérite avec 1g/l de fer

Au début du traitement nous remarquons une meilleure efficacité de traitement par la latérite et le maximum est quasiment atteint par les deux à la même valeur.

III.3.2. Avec 5g/l de fer

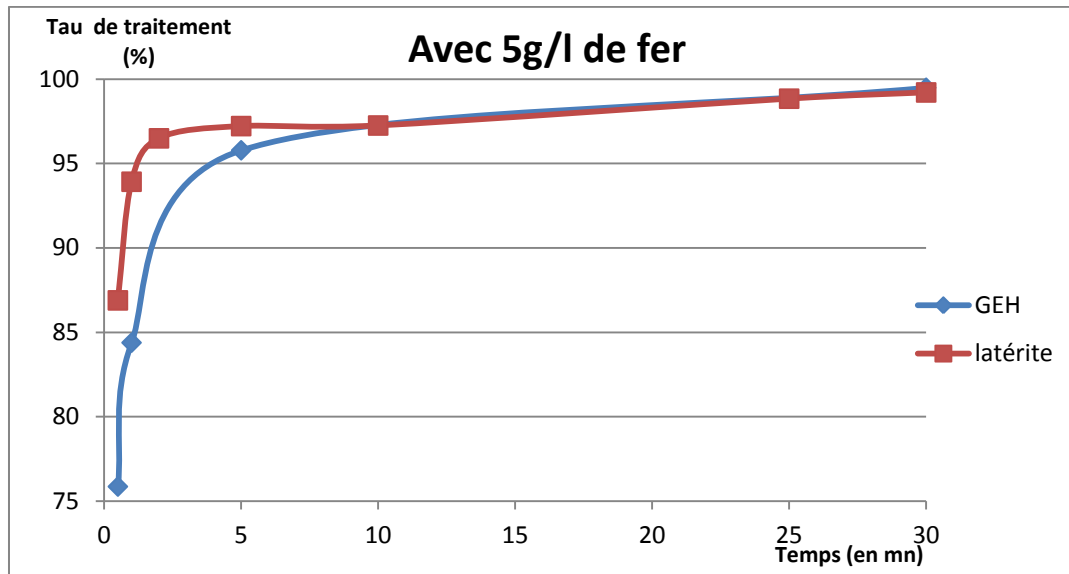


Figure 9: Comparaison de l'évolution du traitement par le GEH et la latérite avec 5g/l de fer. Nous avons plus de 75% de traitement à t=30 s pour les deux matériaux avec une meilleure efficacité de la latérite jusqu'à 10 mn. A t=30 mn les deux matériaux ont quasiment le même pourcentage de traitement.

III.3.3. Avec 10g/l de fer

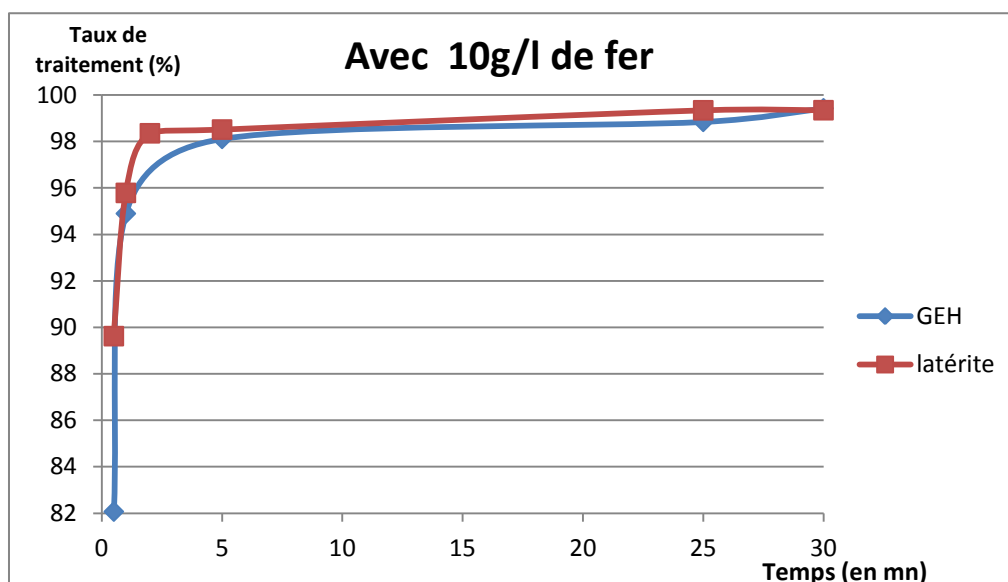


Figure 10: Comparaison de l'évolution du traitement par le GEH et la latérite avec 10g/l de fer.

Avec 10g/l le traitement est de plus de 80% au bout de 30s avec une meilleure efficacité de la latérite jusqu'au temps $t=10$ mn et le maximum est quasiment atteint par les deux à la même valeur.

III.3.4. Avec 20g/l de fer

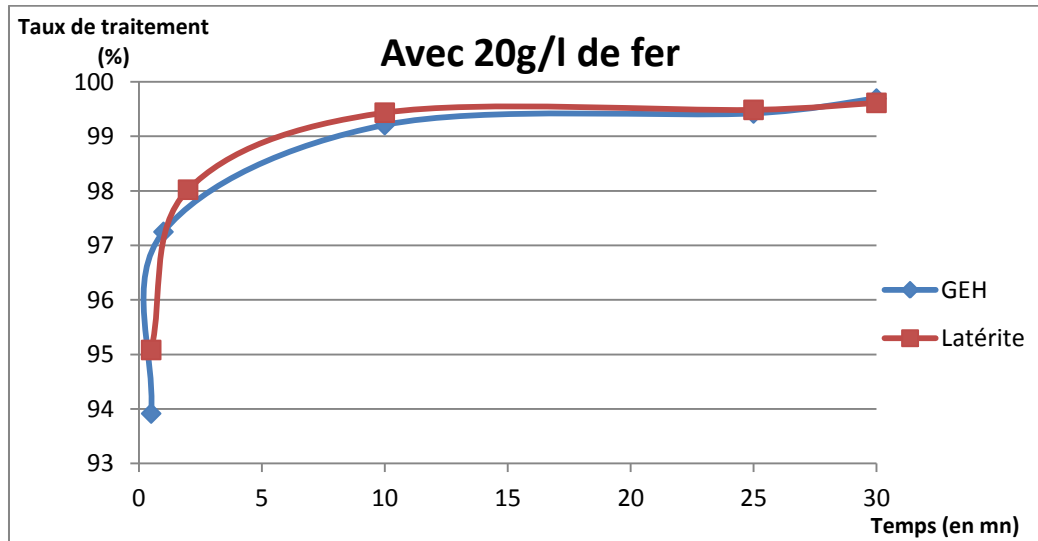


Figure 11: Comparaison de l'évolution du traitement par le GEH et la latérite avec 20g/l de fer

Au début du traitement nous avons plus de 90% de traitement avec une meilleure efficacité de traitement de la latérite jusqu'au temps $t=20$ mn et le maximum est quasiment atteint par les deux à la même valeur.

III.3. EFFET DE LA DOSE DE FER SUR LE DEGRE DE TRAITEMENT

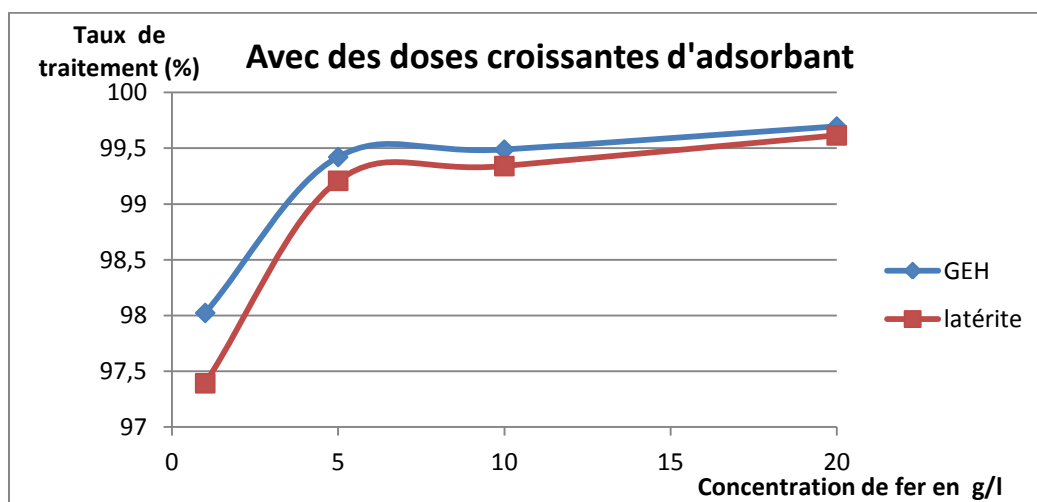


Figure 12: Evolution du taux de traitement en fonction de la dose d'adsorbant

Avec des doses croissantes de fer nous constatons une meilleure efficacité avec le GEH. Cette figure montre que nous avons un bon traitement avec les deux adsorbants car avec seulement 1g/L de fer le rendement de traitement est supérieur à 97%. La différence entre les deux matériaux est nette au début du traitement et diminue avec l'augmentation de la dose de fer. Avec 20g/l les deux ont quasiment la même efficacité.

III.4. LA CINETIQUE DE LA REACTION

Selon Maji et *al.*, 2007, la réaction entre l'hydroxyde de fer et l'Arsenic est une réaction d'ordre 2. L'ordre d'une réaction est une grandeur empirique qui rend compte de la relation de la concentration des réactifs et de la vitesse de la réaction.

Elle est régit par l'équation suivante :

$$-dC_t/dt = KC_0 \text{ qui donne } -dC_t / C_0 = K dt.$$

En intégrant nous obtenons l'expression suivante : $1/C_t = 1/C_0 + Kt$.

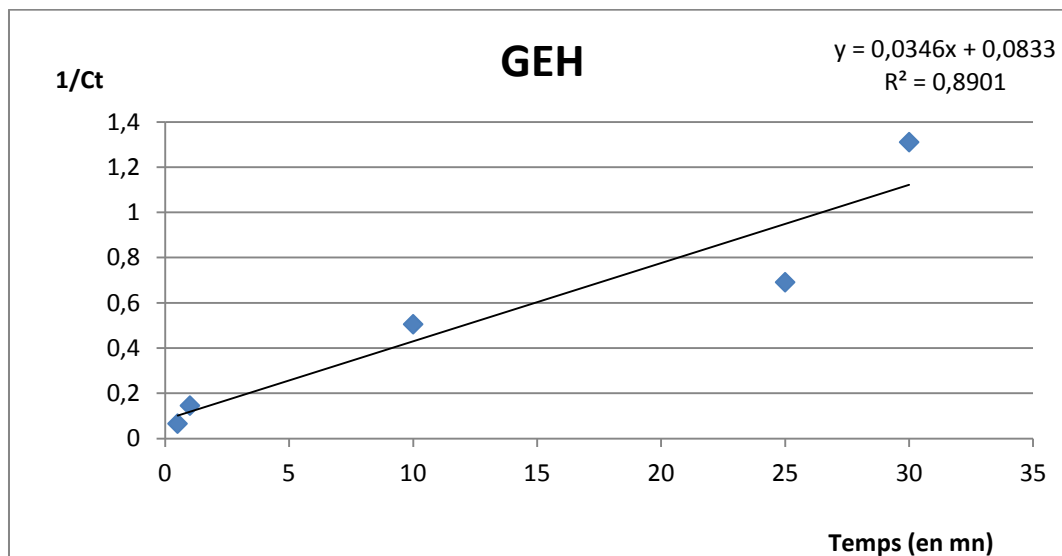


Figure 13: Modèle linéaire de la réaction d'ordre 2 pour le GEH

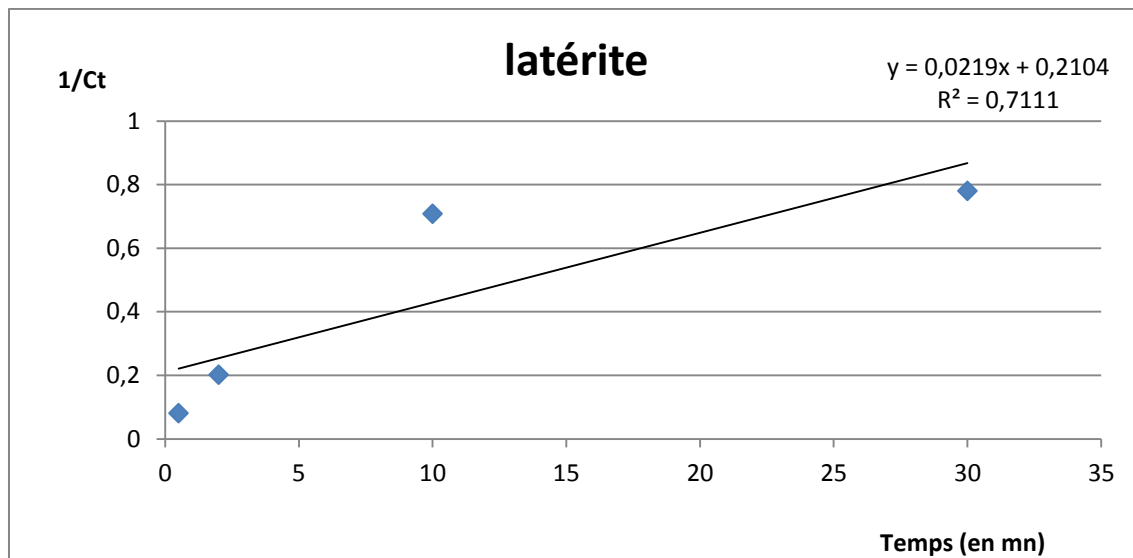


Figure 14: Modèle linéaire de la réaction d'ordre 2 pour la latérite

Détermination de la constante de vitesse K par l'équation des droites des figures 13 et 14 se fait de la manière suivante:

- **Pour la latérite**

$y = 0,0219x + 0,2104$, ce qui donne $Kt=0,0219x$ et $K=0,0219$ mol/l/s.

- **Pour le GEH**

$y = 0,0346x + 0,0833$, ce qui donne $Kt=0,0346x$ et $K=0,0346$ mol/l/s.

La constante de vitesse du GEH est légèrement supérieure à celle de la latérite.

III.5. CALCUL DE LA CAPACITE MAXIMALE D'ADSORPTION Q_M

L'utilisation de l'équation de Langmuir indique que la réaction est réversible (Gupta and Chen, 1978, Altundogan et *al.*, 2002).

Les meilleures régressions sont toujours obtenues avec la linéarisation de Langmuir (Ferguson et Gavis, 1972; Gupta et Chen, 1978).

On appelle q la capacité d'adsorption du solide avec $q = C_{ad}/m$ (mg/g), C_{ad} correspondant à la concentration de soluté adsorbé et m la masse de solide utilisé.

En appelant q_m la capacité maximale d'adsorption (mg/g), b la constante de l'équilibre d'adsorption et C_r la concentration résiduelle du soluté à l'équilibre, on obtient: $q = Q_m \times (b \times C_r / (1 + b \times C_r))$

La linéarisation de cette fonction par passage aux inverses donne :

$$1/q = ((1/Q_m \times b) \times (1/C_r)) + (1/Q_m)$$

L'équation ainsi obtenue est celle d'une droite de pente $1/Q_m \times b$ et d'ordonnée à l'origine $1/Q_m$, ce qui permet de déterminer les 2 paramètres caractéristiques de l'équilibre : Q_m et b .

- Pour la latérite

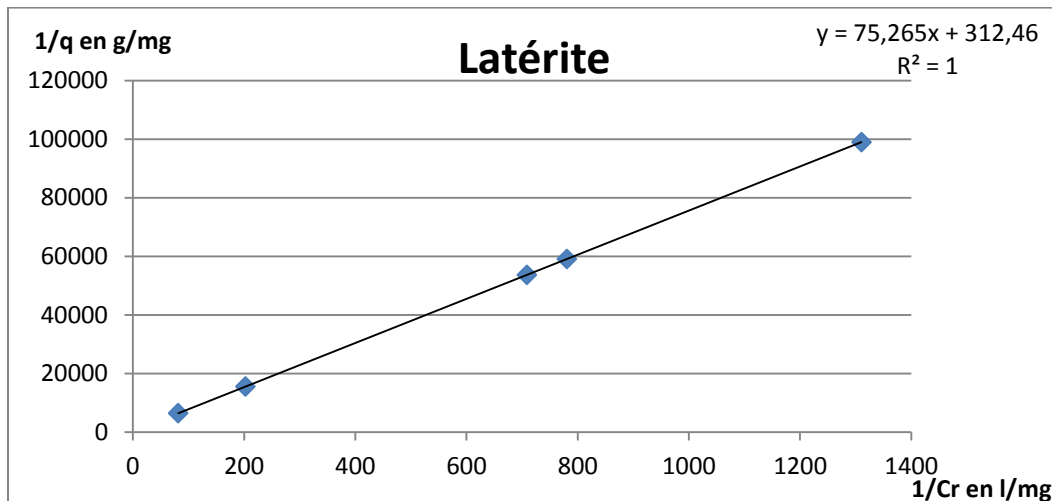


Figure 15: Modèle de Langmuir pour l'adsorption de l'As par la latérite

L'équation de la droite s'écrit : $1/q_e = 75,265(1/C_r) + 312,46$

Ce qui nous permet de déterminer Q_m . En effet, $1/Q_m = 312,46$, ce qui donne $Q_m = 1/312,46$

$Q_m = 0,00320041$ mg/g

La constante de Langmuir K peut être aussi calculée : $1/(b \times Q_m) = 75,265$, $b = 1/(Q_m \times 75,265)$

b=4,151 L/mol

- Pour le GEH

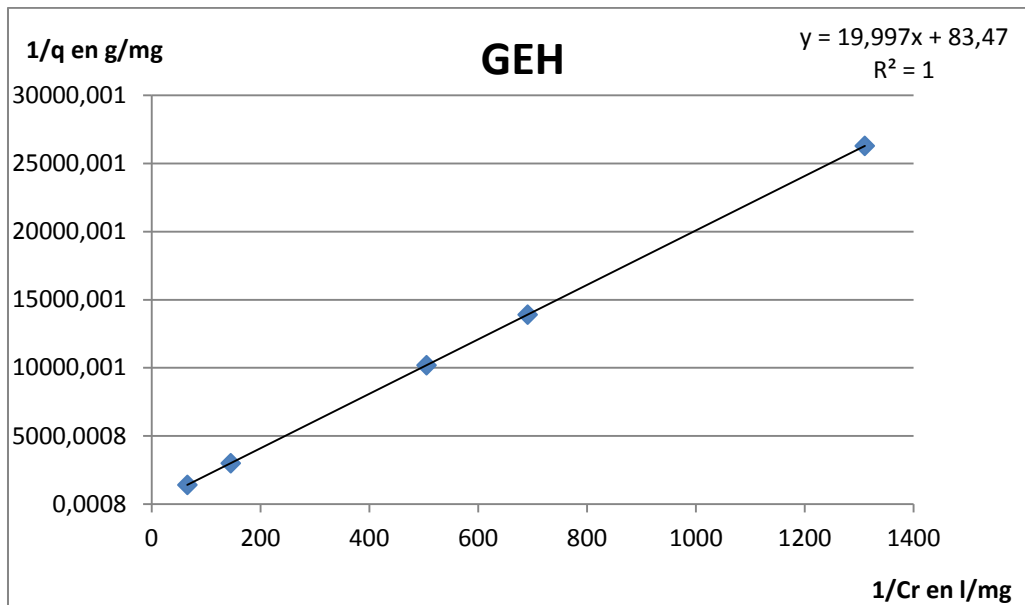


Figure 16: Modèle de Langmuir pour l'adsorption de l'As par le GEH

L'équation de la droite s'écrit : $1/q_e = 19,997(1/C_r) + 83,47$.

Ce qui nous permet de déterminer Q_m . En effet, $1/Q_m = 83,47$, ce qui donne $Q_m = 1/83,47$

$Q_m = 0,0119$ mg/g

La constante de Langmuir b peut être aussi calculée. $1/(b \times Q_m) = 19,997$, $b = 1/(Q_m \times 19,997)$

b=4,174 L/mol

La capacité maximale d'adsorption du GEH est largement supérieure à celle de la latérite.

Les constantes de vitesse des deux matériaux sont sensiblement égales.

III.6. CALCUL DE ΔG^0 ET DE R_L

ΔG^0 est appelée enthalpie libre. Il permet de déterminer la spontanéité ou non d'une réaction chimique.

R_L est un paramètre thermodynamique permettant de dire si une réaction est favorable ou non.

III.6.1. ΔG^0

Selon Altundogan et al., 2002, elle peut être calculée selon l'équation suivante :

$\ln\left(\frac{I}{K}\right) = \frac{\Delta G^0}{RT}$ ce qui donne $\Delta G^0 = \ln\left(\frac{I}{K}\right) RT$ K est la constante de Langmuir (L/mol), R la constante des gaz parfaits ($8.3145 \text{ J mol}^{-1} \text{ K}^{-1}$) et T la température en K.

- **Pour la latérite**

$$\Delta G^0 = \ln\left(\frac{1}{4,151}\right) \times 8,314 \times 298 \quad \Delta G^0 = -3526,9 \text{ J mol}^{-1}$$

- **Pour le GEH**

$$\Delta G^0 = \ln\left(\frac{1}{4,174}\right) \times 8,314 \times 298 \quad \Delta G^0 = -3540,4 \text{ J mol}^{-1}$$

III.6.2 R_L

Ce terme est donné par la formule :

$$R_L = 1 / (1 + b \times C_0)$$

- **Pour la latérite**

$$R_L = 1 / (1 + 4,151 \times 0,25) \text{ ce qui donne } \quad R_L = 0,491$$

- **Pour le GEH**

$$R_L = 1 / (1 + 4,174 \times 0,25) \text{ ce qui donne } \quad R_L = 0,489$$

CHAPITRE IV :
DISCUSSION ET ANALYSE

IV. DISCUSSION ET ANALYSE

IV.1. DOSAGE DU FER

Afin de mettre en place un système de traitement de l'As avec l'hydroxyde de fer comme adsorbant, nous avons d'abord déterminé la quantité de fer contenu dans notre échantillon de latérite. Cette quantification a été effectuée en utilisant la méthode des ajouts dosés. Cela nous a permis d'avoir une masse de 265,6705 mg de fer par gramme de latérite. En termes de pourcentage, l'échantillon que nous avons utilisé contient 26,567 % de fer total.

En comparaison avec d'autres sols latéritiques nous pouvons dire que notre latérite contient une quantité faible de fer. En effet, Maji *et al.*, (2007) ont caractérisé les sols latéritiques de l'ouest du Bangladesh et ont obtenu 52,05% de fer.

Nemade *et al.*, (2009) ont obtenu 42,7% de fer lors de la caractérisation des sols latéritiques de Tambati, un village de l'Inde.

IV.2. EFFET DU TEMPS DE CONTACT SUR L'EFFICACITE DU TRAITEMENT

Les essais ont été réalisés avec des volumes de 200 ml d'eau ayant une concentration en As de 0,25 mg/l.

Les résultats obtenus montrent une augmentation du pourcentage de traitement au fur et à mesure que le temps de contact augmente. Cela s'observe aussi bien pour la latérite que pour le GEH. Les graphiques montrent l'évolution du degré de traitement en fonction du temps avec quatre doses différentes d'adsorbants (Latérite et GEH).

Au début du traitement ($t=0,5$, $t=1$, $t=2$, $t=5$ et $t=10$ mn) nous constatons que la concentration d'As adsorbée par la latérite est supérieure à celle du GEH. Après $t=10$ mn de façon générale le potentiel adsorbant du GEH augmente et devient supérieur à celui de la latérite.

Au démarrage du traitement le rendement élevé de la latérite par rapport au GEH pourrait s'expliquer par le fait que les particules de latérite possèdent des diamètres inférieurs à ceux des particules du GEH. En effet, les particules de latérite ont des diamètres inférieurs à 0,5 mm tandis que ceux du GEH sont compris entre 0,2 et 2 mm.

Des particules plus petites permettent une meilleure surface d'échanges libérant ainsi le fer qui au contact de H₂O se transforme en hydroxyde de fer. Cet hydroxyde de fer va ainsi former un complexe avec l'As. L'adsorption de l'arsenic sur ces phases minérales est décrite par des phénomènes de complexations de surface. Dans ce type de réaction, l'arsenic va se fixer à la surface du minéral sur les groupements acido-basiques de type «S -OH » présents sur cette surface.

La dose de latérite et de GEH qui donne un meilleur rendement est de 20g/l pour un temps de contact de 30mn. Ce rendement est respectivement de 99,6156 % pour la latérite et de 99,6948 pour le GEH. Nous avons donc, pour des doses de fer comparables, des efficacités de traitement similaires pour les deux types de matériaux.

Ces résultats sont en accord avec ceux de Maji et *al.*, (2007). En effet, en travaillant sur l'adsorption de l'As sur un sol latéritique, ils ont obtenu un rendement de 98% avec une dose de 20g/L. Ils ont obtenu ce résultat avec un temps de contact de 30 mn.

Nemade et *al.*, (2009) ont aussi mené des travaux sur le traitement de l'As à base d'hydroxyde de fer contenu dans la latérite. Ils ont obtenu 95% de rendement avec une dose de 25g/L de fer. Ce pourcentage augmente jusqu'à 98% lorsque la dose est de 45g/L.

Le même sujet a été traité par Maiti et *al.*, (2007). Ils ont utilisé des doses de 0 à 20g/L et ils ont eu le meilleur traitement avec les 20g/L de fer.

Le GEH est un matériau industriel dont le pouvoir adsorbant est connu et reconnu lors du traitement de l'As. La comparaison de ce matériau avec la latérite nous montre que cette dernière aussi a un bon pouvoir d'adsorption de l'As.

En effet, avec la même dose d'adsorbant (20g/L) le GEH donne un pourcentage de d'adsorption de 99,6948 % en 30 mn et la latérite 99,6156% en 30 mn également.

IV.3. EFFET DE LA DOSE DE L'ADSORBANT SUR L'EFFICACITE DU TRAITEMENT

La figure 12 montre l'évolution du taux de traitement en fonction de la dose de latérite et de GEH. Il met en exergue l'augmentation du pourcentage d'adsorption avec l'augmentation de la dose de l'adsorbant.

En effet, au fur et à mesure qu'augmente la dose de l'adsorbant, la quantité d'hydroxyde de fer augmente aussi. Cela va permettre d'avoir plus d'hydroxyde de fer susceptible de former des complexes stables avec les molécules d'arsenic. De plus, en raison de l'augmentation de la dose d'adsorbant, il y a une augmentation de la surface de contact (Gupta et al., 2005). Les deux types de matériaux ont des efficacités intéressantes dès la concentration en fer de 1g/l.

La comparaison de l'efficacité entre le GEH et la latérite montre une légère supériorité du GEH. Cela est en accord avec les résultats de plusieurs travaux menés dans le même sens. Kanel et al., (2005) ont montré que l'accroissement de la dose de l'adsorbant augmente le pourcentage de traitement. Ils ont utilisé des concentrations en fer de 1, 2,5 et 4,5 g/L avec un pourcentage de traitement de 100% pour la concentration maximale.

Même s'il est obtenu une efficacité maximale pour la concentration la plus élevée (GEH et latérite), il n'est peut-être pas utile d'utiliser le maximum d'adsorbant, vu que les résultats pour des concentrations en fer inférieures sont déjà très satisfaisants : 99,5 contre 99,7.

La dose optimale reste la même quel que soit l'adsorbant utilisé, c'est à dire 20g/L.

IV.3. LA QUANTITE MAXIMALE D'ADSORPTION ET LES PARAMETRES

THERMODYNAMIQUES

IV.3.1. La Q_m

La Q_m représente la quantité maximale de soluté (As) en mg qu'un gramme d'adsorbant peut adsorber. Pour la latérite, la Q_m trouvée est de 0,0032 mg/g et de 0,012 mg/g pour le GEH.

Nous remarquons que la capacité maximale d'adsorption du GEH qui est un matériau industriel est supérieure à celle de la latérite (matériau local).

Cette valeur est inférieure à celle de Maji et al., (2007). En effet, ces derniers ont obtenu une Q_m de 0,18 mg/g avec une concentration initiale de 0,33 ppm en As.

Cette différence pourrait s'expliquer par le taux de fer contenu dans la latérite. En effet, la quantité de fer dosée dans notre latérite est de 26,57 % tandis que Maji et al., (2007) ont eu dans leur latérite 52,05 % de fer.

IV.3.2. ΔG° et R_L

Que ce soit avec le GEH ou avec la latérite nous obtenons des valeurs négatives pour l'énergie libre. Ces valeurs négatives montrent que la réaction entre l'As et l'adsorbant est une réaction spontanée c'est-à-dire thermodynamiquement possible. Lorsque $\Delta G^\circ < 0$, on a souvent trois cas de figure :

- La réaction est à cinétique rapide;
- La réaction est à cinétique lente, l'équilibre sera atteint après un certain temps. Dans ce cas on fait appel à un catalyseur pour augmenter la cinétique.
- La réaction à cinétique nulle : c'est une réaction thermodynamiquement possible mais qui ne se fait pas.

Concernant notre réaction nous pensons qu'elle est à cinétique rapide car elle s'est réalisée sans avoir besoin de catalyseur chimique.

La production d'énergie lors de la réaction avec la latérite est peu inférieure à celle du GEH. En effet, ces valeurs sont respectivement de 3526,9 et de 3540,4 J mol⁻¹.

Pour nous conforter dans notre position nous avons déterminé un paramètre nommé R_L qui permet d'indiquer si une réaction est favorable ou pas.

Dans notre cas, les R_L calculés avec la latérite et le GEH sont respectivement de 0,491 et 0,489. Toutes ces valeurs sont inférieures à 1, ce qui indique que la réaction est favorable.

Le phénomène de surface qui a lieu entre l'As et l'hydroxyde de fer est une réaction spontanée, thermodynamiquement favorable et exothermique. Les deux matériaux sont quasiment identiques.

CONCLUSION GENERALE

CONCLUSION GENERALE

La présente étude a montré que nos échantillons de latérite contenaient un pourcentage relativement faible en fer. Nous avons utilisé deux types d'adsorbants (un matériau industriel et un matériau local) pour comparer leur efficacité dans le traitement de l'arsenic. Cette étude a montré une augmentation du taux d'adsorption avec l'accroissement de la dose d'adsorbant. La dose optimale obtenue est de 20 g/L avec un temps de contact de 30 mn. Avec ce temps nous avons un rendement de 99,34 % pour la latérite et 99,49 % pour le GEH. Comparativement aux travaux d'autres chercheurs et au GEH, nous pouvons dire que la latérite présente un bon rendement de traitement, mieux il a été obtenu de très bons rendements d'élimination dès la dose minimale de 1 g/L de fer.

Le modèle de Langmuir a été utilisé pour déterminer la capacité maximale d'adsorption des deux adsorbants. Il nous a permis de voir que la Q_m de la latérite était inférieure à celle du GEH qui est un matériau dont l'efficacité dans le traitement de l'arsenic a déjà été démontrée. Pour expliciter le mécanisme de la réaction entre l'As et l'adsorbant, nous avons cherché à déterminer l'ordre de la réaction. La réaction est en effet d'ordre deux avec des constantes de vitesse de 0,0219 mol/l/s pour la latérite et de 0,0346 mol/l/s pour le GEH ; ce qui est relativement faible. Les paramètres thermodynamiques calculés ont permis d'approfondir nos connaissances sur le mécanisme de la réaction. Ils indiquent que la formation du complexe est une réaction stable, spontanée, thermodynamiquement favorable. L'adsorbant local produit à peu près la même quantité d'énergie que l'adsorbant industriel.

Tous les résultats obtenus en comparant l'efficacité de la latérite et du GEH montrent qu'il n'existe pas un écart important. La dose et le temps d'obtention du meilleur rendement sont les mêmes. Les valeurs des paramètres thermodynamiques sont très proches. Aussi la réaction avec le GEH se fait plus rapidement qu'avec la latérite. Au regard des constats ci-dessus, nous pouvons dire que la latérite est un bon adsorbant et pourrait être utilisé dans le traitement de l'arsenic contenu dans les eaux souterraines. Dans l'optique d'une utilisation, la latérite devra être changée plus souvent car sa Q_m s'épuise rapidement.

Avec un rendement de traitement de 99,6156%, la latérite qui est un matériau local disponible et peu coûteux pourrait être utilisée au niveau des forages contaminés pour diminuer la teneur en As. En effet, elle permettra de rendre ces eaux potables en atteignant les normes d'As admises dans les eaux de consommation, selon l'OMS.

RECOMMANDATIONS ET PERSPECTIVES

Dans le but de mieux utiliser la latérite dans le traitement de l'arsenic, nous faisons un certain nombre de suggestions :

- Il est indispensable de faire un inventaire des types de latérite dans les différentes régions du Burkina Faso pour essayer de trouver des latérites plus riches en oxyde de fer ;
- il est nécessaire de faire une caractérisation complète de la latérite qui sera utilisée pour le traitement de l'arsenic, c'est-à-dire déterminer la concentration en fer, Al, Cu, Si qui peuvent aussi avoir un impact sur l'adsorption d'As ;
- pour déterminer la température optimale, il est important de faire des essais avec différentes températures c'est-à-dire 17, 33 et 41°C ;
- pour déterminer le pH optimal, il serait intéressant de faire des essais avec pH de 4, 7 et 10 ;
- faire séparément des essais sur l'AS(III) et l'AS(V) ;
- En fin, nous suggérons de mettre en place un pilote pour faire des essais avec un système continu.

BIBLIOGRAPHIE

BIBLIOGRAPHIE

1. Abhijit Maiti, Sunando DasGupta, Jayant Kumar Basu, Sirshendu De (2007), Adsorption of arsenite using natural laterite as adsorbent, Department of Chemical Engineering, Indian Institute of Technology.
2. Altundogan H.S., Altundogan S., Tümen F., Bildik M. (2002), Arsenic adsorption from aqueous solutions by activated red mud, *Waste Manage.*, 22, 357-363.
3. Aposhian H.V., Gurzau E.S., Le X.C., Gurzau A., Healy S.M., Lu X., Ma M., Yip L., Zakharyan R.A., Maiorino R.M., Dart R.C., Tircus M.G., Gonzalez-Ramirez D., Morgan D.L., Avram D., Aposhian M.M. (2000), Occurrence of Monomethylarsonous Acid in Urine of Humans Exposed to Inorganic Arsenic, *Chem. Res. Toxicol.*, 13, 693-697.
4. Atkins P.W. (1986), *Physical Chemistry*, 3^{ème} édition, Oxford University Press, Oxford, 777-782.
5. Backer D.E., Chesnin L. (1975), Chemical monitoring of soils for environment quality, animal, human health. *Adv. Agron.*, 27, 305-374.
6. Bowen H.J.M. (1979), *Elemental Chemistry of the Elements*. Academic Press, London, New York, 60-61.
7. Ferguson J.F., Gavis J. (1972), A review of the arsenic cycle in natural waters, *Water Res.*, 16, 1259-1274.
8. Ghislaine Flore Tantchou Nguandjeu (2011), Etude de la faisabilité des techniques membranaires pour le traitement des eaux de consommation contaminées à l'arsenic, Mémoire de MASTER, Institut international d'ingénierie de l'eau et de l'environnement (2iE).
9. Gupta, S.K., Chen, K.Y (1978), Arsenic removal by adsorption, *J. Wat. Poll. Control Fedn.*, 50:493-506.
10. Hering, J. G., Chen, P. Y., Wilkie, J. A., Elimelech, M. and Liang, S. (1996), Arsenic removal by ferric chloride, *J. American Water Works Association*, 88(4), 155-167.

11. Lenoble V (2003), Elimination de l'Arsenic pour la production d'eau potable : oxydation chimique et adsorption sur des substrats solides innovants, Thèse de doctorat, Faculté des Sciences et Techniques de Limoges, 176 P.
12. Lombi E., Wenzel W.W., Sletten R.S. (1999), Arsenic adsorption by soils and iron-oxide-coated sand: kinetics and reversibility, *J. Plant. Nutr. Soil. Sci.*, 162, 451-456.
13. Mandal B.K., Suzuki K.T. (2002), Arsenic round the world: a review, *Talanta*, 58, 201-235.
14. Mok, W.M., Wai, C.M. (1994), Mobilization of arsenic in Contaminated River Water in Arsenic in the Environment (J.O. Nriagu Ed.), John Wiley & Sons Inc.
15. Pichard A., Bisson M., Houeix N., Hulot C., Lacroix G., Lefevre J.P., Leveque S., Magaud H., Morin A., Cornu L., Gillet C. - 2005 - Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques : Arsenic et ses dérivés. Inéris, 2ème version, 3 février 2005
16. Pravin D. Nemade, A. M. Kadam and H. S. Shankar(2008), Adsorption of arsenic from aqueous solution on naturally available red soil, *Journal of Environmental Biology*, 1-6.
17. Rodier J, Legube B, Merlet N (2009), L'analyse de l'eau, 9^e édition DUNOD, 1176-1177.
18. Sanders J.G., Vermersch, P.S. (1982), Response of marine phytoplankton to low level of arseniate, *J. Plankton Research*, 4, 881-894.
19. Sanjoy Kumar Maji, Anjali Pal, Tarasankar Pal (2008), Arsenic removal from real-life groundwater by adsorption on laterite soil, *Journal of Hazardous Materials* 151, 1-10.
20. Sanjoy Kumar Maji, Anjali Pal, Tarasankar Pa et Asuk Adak (2007), Adsorption thermodynamics of arsenic on laterite soil, *Indian society for surface science and technology*.

21. Smedley, P L, Knudsen, J, and Maiga, D. 2007. *Arsenic in groundwater from mineralised Proterozoic basement rocks of Burkina Faso*. Applied Geochemistry, 22, 1074–1092
22. Shum S., Whitehead J., Vaughn L., Hale T. (1995), Chelation of organoarséniate with dimercaptosuccinic acid, Vet. Hum. Toxicol., 37, 3, 239-242.
23. Testud F. (1998), Pathologie toxique en milieu de travail, Lacassagne, ESKA, Lyon, 447.
24. Vincent J (2012), Etude de la contamination par l'arsenic dans les eaux de forages : cas de la province du Séno, Burkina Faso, Mémoire de MASTER, Institut international d'ingénierie de l'eau et de l'environnement (2iE).
25. Zakharyan R.A, Aposhian H.V. (1999), Enzymatic Reduction of Arsenic Compounds in Mammalian Systems : The Rate-Limiting Enzyme of Rabbit Liver Arsenic Biotransformations Is MMAV Reductase, Chem. Res. Toxicol., 12, 1278-1283.



ANNEXES

ANNEXES

ANNEXE I : Méthode d'extraction du fer dans la latérite

❖ Matériels

- Étuve à 105 °C.
- Four électrique à 450 °C
 - Balance
 - Agitateur
 - Système de filtration muni d'une pompe
 - Plaque chauffante

Tableau 1: Les quantités de latérite pesées pour extraction

Numéro creuset	1	2	3
Echantillons			
No1 (Karpala)	1.0031 g	1.0042 g	1.0031 g
No2 (Kamboinsé)	1.0029 g	1.001 g	1.002 g

❖ Réactifs

- Solution de nitrate d'ammonium à 100 g/L.

Préparation :

50 g de nitrate d'ammonium ont été pesés sur une balance de précision et mis dans une fiole jaugée de 500 ml contenant un peu d'eau distillée. La solution contenant un barreau aimanté a subi une agitation pendant 30 mn. Le volume est alors complété avec de l'eau distillée jusqu'au trait de jauge.

- Solution d'acide chlorhydrique 2 N.

Préparation :

83.33 ml de HCl 37% ($d = 1,19$) ont été versés dans une fiole jaugée de 500 ml contenant un peu d'eau distillée. Ensuite le volume est complété jusqu'au trait de jauge avec de l'eau distillée.
– Acide nitrique 65%. ($d = 1,38$)

❖ Mode opératoire

Il a été introduit 1 gramme de latérite dans chacun des 6 creusets soit 3 par échantillon, avec ajout de 2 mL de la solution de nitrate d'ammonium à 100g/L. Cette action a pour but d'éliminer la matière organique contenue dans l'échantillon.

Après mélange, les échantillons ont été séchés dans une étuve à 105 °C [endant 1h. Les six creusets ont ensuite été placés dans le four à 450 °C pour éliminer le reste de la matière organique. Cette température a été maintenue pendant 2 heures. Après, les échantillons sont retirés du four et laissés pour refroidissement à l'air libre.

Il a été ajouté deux fois 5 mL d'acide chlorhydrique concentré chaud, puis deux fois 5 mL d'eau milli-Q bouillante dans chacun des six creusets. Le contenu de chaque creuset est versé dans un erlenmeyer.

5 mL d'acide nitrique HNO_3 ont été ajoutés et le tout est couvert avec du verre de montre et porté à douce ébullition pendant une dizaine de minutes puis évaporé à sec.

Il a été ajouté 20 mL d'acide chlorhydrique 2N et chauffé jusqu'à ébullition avant de filtrer avec des membranes de types microfibrilles de verre ayant des pores de 0.45 μm de diamètre. Le filtrat recueilli est versé dans une fiole jaugée de 200 mL.

Après le volume a été ajusté à 200ml avec du HNO_3 2%.

NB : une solution nommée blanc a été préparée en suivant toutes les étapes citées ci-dessus mais sans la latérite.

❖ Dilution des échantillons

Le contenu des sept fioles a subi une dilution au 50^e dans le but d'obtenir des valeurs qui seront dans la fourchette de notre gamme d'étalon.

Les étalons ont les concentrations suivantes : 5 ;10 et 20 mg/l de fer.

Pour la dilution nous avons prélevé 2 ml du contenu de chaque fiole et mis dans des fioles de 100 ml contenant du HNO_3 2% puis complété jusqu'au trait de jauge avec le même acide nitrique.

ANNEXE II : Normes de l'OMS pour l'eau potable

Elément/ substance	Symbole/ formule	Concentration normalement trouvée dans l'eau de surface	Lignes directrices fixées par l'OMS
<u>Aluminium</u>	Al		0,2 mg/l
<u>Ammonium</u>	NH ₄ ⁺	< 0,2 mg/l (peut aller jusqu'à 0,3mg/l dans une eau anaérobique)	Pas de contraintes
<u>Antimoine</u>	Sb	< 4 µg/l	0.02 mg/l
<u>Arsenic</u>	As		0,01 mg/l
Amiante			Pas de valeur guide
<u>Baryum</u>	Ba		0,7 mg/l
<u>Béryllium</u>	Be	< 1 µg/l	Pas de valeur guide
<u>Bore</u>	B	< 1 mg/l	0.5mg/l
<u>Cadmium</u>	Cd	< 1 µg/l	0,003 mg/l
<u>Chlore</u>	Cl		Pas de valeur mais on peut noter un goût à partir de 250 mg/l
<u>Chrome</u>	Cr ⁺³ , Cr ⁺⁶	< 2 µg/l	chrome total : 0,05 mg/l
Couleur			Pas de valeur guide
<u>Cuivre</u>	Cu ²⁺		2 mg/l
Cyanure	CN ⁻		0,07 mg/l
<u>oxygène dissous</u>	O ₂		Pas de valeur guide
<u>Fluorure</u>	F ⁻	< 1,5 mg/l (up to 10)	1,5 mg/l
<u>Dureté</u>	mg/lCaCO ₃		200 ppm
Sulfure d'hydrogène	H ₂ S		0.05 à 1 mg/L
<u>Fer</u>	Fe	0,5 - 50 mg/l	Pas de valeur guide
<u>Plomb</u>	Pb		0,01 mg/l
<u>Manganèse</u>	Mn		0,4 mg/l
<u>Mercur</u>	Hg	< 0,5 µg/l	inorganique : 0,006 mg/l

<u>Molybdène</u>	Mb	< 0,01 mg/l	0,07 mg/l
<u>Nickel</u>	Ni	< 0,02 mg/l	0,07 mg/l
<u>Nitrate et nitrite</u>	NO ₃ , NO ₂		50 et 3 mg/l (exposition à court terme) 0.2 mg/l (exposition à long terme)
Turbidité			Non mentionnée
<u>pH</u>			Pas de valeur guide mais un optimum entre 6.5 et 9.5
<u>Sélénium</u>	Se	< < 0,01 mg/l	0,01 mg/l
<u>Argent</u>	Ag	5 – 50 µg/l	Pas de valeur guide
<u>Sodium</u>	Na	< 20 mg/l	Pas de valeur guide
<u>Sulfate</u>	SO ₄		500 mg/l
<u>Etain inorganique</u>	Sn		Pas de valeur guide : peu toxique
TDS			Pas de valeur guide mais optimum en dessous de 1000 mg/l
<u>Uranium</u>	U		0.015 mg/l
<u>Zinc</u>	Zn		3 mg/l

ANNEXE III : Effet du temps de contact sur l'efficacité du traitement

III.1. Avec 1g/l de fer

			GEH
Temps en mn	Flacons	As en µg/l	Pourcentage de traitement
0,5	LE1 T1	94,633	62,1468
1	LE1 T2	57,176	77,1296
2	LE1 T3	42,463	83,0148
5	LE1 T4	23,391	90,6436
10	LE1 T5	10,546	95,7816
25	LE1 T6	164,034	34,3864
30	LE1T7	4,941	98,0236

			Latérite
Temps en mn	Flacons	As en µg/l	% de traitement
0,5	LE1 T1	90,551	63,7796
2	LE1T3	90,108	63,9568
5	LE1T4	38,686	84,5256
10	LE1T5	11,214	95,5144
25	LE1T6	7,293	97,0828
30	LE1T7	6,517	97,3932

III.2. Avec 5g/l de fer

			GEH
Temps en mn	Flacons	As en µg/l	Pourcentage de traitement
0,5	LE1 T1	60,353	75,8588
1	LE1 T2	39,038	84,3848
2	LE1 T3	112,463	55,0148
5	LE1 T4	10,546	95,7816
10	LE1 T5		100
25	LE1 T6	233,041	6,7836
30	LE1T7	1,281	99,4876

Temps en mn	Flacons	As en µg/l	Latérite
			Pourcentage de traitement
0,5	LE2 T1	32,777	86,8892
1	LE2 T2	15,203	93,9188
2	LE2 T3	8,774	96,4904
5	LE2 T4	6,963	97,2148
10	LE2 T5	6,874	97,2504
25	LE2 T6	2,905	98,838
30	LE2 T7	1,979	99,2084

III.3. Avec 10g/l de fer

Temps en mn	Flacons	As en µg/l	GEH
			Pourcentage de traitement
0,5	LE1 T1	44,834	82,0664
1	LE1 T2	12,769	94,8924
2	LE1 T3	90,108	63,9568
5	LE1 T4	4,735	98,106
10	LE1 T5	11,214	95,5144
25	LE1 T6	2,905	98,838
30	LE1 T7	1,447	99,4212

Temps en mn	Flacons	As en µg/l	Latérite
			Pourcentage de traitement
0,5	LE3 T1	25,956	89,6176
1	LE3 T2	10,546	95,7816
2	LE3 T3	4,131	98,3476
5	LE3 T4	3,729	98,5084
10	LE3 T5	0	100
25	LE3 T6	1,657	99,3372
30	LE3 T7	1,649	99,3404

III.4. Avec 20g/l de fer

			GEH
Temps en mn	Flacons	As en µg/l	Pourcentage de traitement
0,5	LE1 T1	15,203	93,9188
1	LE1 T2	6,874	97,2504
2	LE1 T3	90,108	63,9568
5	LE1 T4	38,686	84,5256
10	LE1 T5	1,979	99,2084
25	LE1 T6	1,447	99,4212
30	LE1T7	0,763	99,6948

			Latérite
Temps en mn	Flacons	As en µg/l	Pourcentage de traitement
0,5	LE4 T1	12,289	95,0844
1	LE4 T2	80,493	67,8028
2	LE4 T3	4,941	98,0236
5	LE4 T4		100
10	LE4 T5	1,411	99,4356
25	LE4 T6	1,281	99,4876
30	LE4 T7	0,961	99,6156

NB : La couleur jaune a été utilisée pour matérialiser les résultats aberrants

III.5. Effet de la dose de l'adsorbant sur l'efficacité du traitement

GEH	
Concentration en fer	Pourcentage de traitement
1	98,0236
5	99,4876
10	99,4212
20	99,6948

Latérite	
Concentration en fer	Pourcentage de traitement
1	97,3932
5	99,2084
10	99,3404
20	99,6156

ANNEXE IV : Effet de la dose d'absorbant sur le traitement

	GEH
Concentration en fer en g/l	Pourcentage de traitement
1	98,0236
5	99,4212
10	99,4876
20	99,6948

	Latérite
Concentration en fer en g/l	Pourcentage de traitement
1	97,3932
5	99,2084
10	99,3404
20	99,6156

ANNEXE V : Spectrophotométrie d'absorption atomique

La spectrométrie d'absorption atomique est une technique qui s'est largement développée ces dernières années mais dont le phénomène de base était connu depuis très longtemps. Les séduisantes possibilités de la méthode et en particulier sa rapidité, l'ont fait adapter au dosage d'un certain nombre d'éléments rencontrés dans les eaux.

Principe

En spectrométrie d'absorption atomique à flamme (SAAF) on utilise un générateur de photons dont la fréquence correspond à l'élément à doser. Une population d'atomes, générée par un atomiseur à partir de l'échantillon, est éclairée par ce rayonnement lumineux de longueur d'onde donnée. Les atomes absorbent cette énergie incidente pour passer du niveau fondamental au niveau énergétique excité et le nombre de photons absorbés dans ce rayonnement incident peut être relié à la concentration par la relation :

$$A = k C$$

A = absorbance,

C = concentration de l'élément considéré dans la solution à analyser,

k = coefficient spécifique à chaque élément.

Cette relation permet la quantification de l'élément en procédant préalablement à un étalonnage avec des solutions de concentrations connues. L'absorbance est proportionnelle au nombre d'atomes présents à l'état fondamental sur le trajet optique. Pour doser l'élément par absorption atomique, il faut donc le faire passer sous forme d'atomes libres. C'est le rôle du générateur d'atomes (ou atomiseur) qui permet d'obtenir un gaz atomique à partir d'un échantillon nébulisé en un aérosol très fin (brouillard de particules).

Cependant en pratique, cette relation n'est pas toujours vérifiée. On n'obtient pas toujours une droite d'étalonnage. C'est le cas si la concentration devient trop élevée. La gamme de dosage est le domaine dans lequel la droite d'étalonnage est pratiquement une droite. Il est limité pour les faibles concentrations par la limite de détection et pour les fortes concentrations par l'erreur sur la fidélité : à une très forte variation de la concentration correspond une faible variation de l'absorbance. La gamme de dosage est généralement donnée par le constructeur. Elle dépend de la raie de dosage utilisée.

Plusieurs systèmes d'atomisation sont utilisés en absorption atomique et leurs performances respectives permettent à cette technique d'ouvrir son champ d'applications à de très nombreux éléments. L'atomisation la plus connue repose sur l'utilisation d'une flamme : c'est la spectrométrie d'absorption atomique à flamme (SAAF). Un brûleur alimenté par un mélange combustible comburant produit une flamme dans laquelle les molécules vont se dissocier en atomes.

Un certain nombre de phénomènes peuvent entacher d'erreurs les résultats obtenus. On leur a donné le nom général d'interférences. On peut les classer en perturbations spectrales, physiques, chimiques, d'absorption non spécifique.

- les perturbations spectrales : une raie d'absorption d'un composant de la matrice coïncide avec la raie d'émission de résonance de la source.
- les perturbations physiques : il s'agit essentiellement des phénomènes de viscosité et de tension superficielle. Une faible viscosité et une faible tension superficielle conduiront pour une même concentration à des valeurs de l'absorbance plus élevées.
- les perturbations chimiques : les atomes présents dans la flamme n'absorbent que s'ils sont à l'état fondamental. S'ils sont excités ou ionisés ils n'absorberont pas. Par ailleurs s'ils forment avec les atomes et radicaux présents dans la flamme des oxydes, des hydroxydes et des hydrures, ils ne contribueront pas à l'absorption.

Les perturbations d'absorption non spécifiques : elles sont dues à la présence dans la flamme de molécules qui absorbent l'énergie de la lampe à cathode creuse. Cette absorption moléculaire s'ajoute à l'absorption atomique et donne une réponse par excès.

ANNEXE VI : La voltampérométrie

Le terme voltampérométrie peut être décomposé en Volt-Am (père) -Métrie.

C'est une rampe de tension appliquée à une électrode. Ce qui permet de mesurer le courant.

Cette mesure se fait en fonction de la tension ($I = f(U)$).

La méthode a été décrite en 1922 par Heyrovsky.

1. Mécanisme de transport

Trois effets participent au transfert d'ions à la surface de l'électrode:

- Diffusion selon un gradient de concentration,
- convection quand l'échantillon est agité ou quand l'électrode bouge,
- Migration dans un champ électrique.

2. Types d'électrode

La voltampérométrie utilise trois électrodes différentes qui sont :

- L'électrode de référence

Il assure un potentiel de référence stable et répétable.

Ag/AgCl/KCl 3 mol/L

- L'électrode Auxiliaire

Il permet le flux de courant entre l'électrode de travail et l'électrode auxiliaire.

- L'électrode de travail