



UNIVERSITE
JEAN LOROUGNON GUEDE

UFR ENVIRONNEMENT

REPUBLIQUE DE CÔTE D'IVOIRE

Union-Discipline-Travail

Ministère de l'Enseignement Supérieur et
de la Recherche Scientifique

ANNEE ACADEMIQUE
: 2020-2021

N° D'ORDRE :
0482/2021

N° CARTE D'ETUDIANT :
CI0414002610

LABORATOIRE :
Sciences et Technologies
de l'Environnement
(LSTE)

Soutenu publiquement
le : 15 / 10 /2021

MASTER

Physique-Chimie

Option : Physique-Chimie Appliquée à l'environnement

THEME :

**Traitement par adsorption sur du charbon actif
issu d'épluchures de manioc d'une eau polluée par
le diuron**

Présenté par :

AKA M'besso Guy-Armand

JURY

- Président** : M. DIBI Brou, Maître de Conférences,
Université Jean Lorougnon Guédé
- Directeur** : M. KONAN Kouakou Séraphin, Maître de Conférences,
Université Jean Lorougnon Guédé
- Encadreur** : Mme. KOFFI Akissi Lydie Chantal, Maître-Assistant
Université Jean Lorougnon Guédé
- Examineur** : M. KOUYATE Amadou, Maître-Assistant,
Université Jean Lorougnon Guédé



**UNIVERSITE
JEAN LOROUGNON GUEDE
UFR ENVIRONNEMENT**

REPUBLIQUE DE CÔTE D'IVOIRE

Union-Discipline-Travail

**Ministère de l'Enseignement Supérieur et
de la Recherche Scientifique**

**ANNEE ACADEMIQUE
: 2020-2021**

N° D'ORDRE :

0482/2021

N° CARTE D'ETUDIANT :

CI0414002610

**LABORATOIRE :
Sciences et Technologies
de l'Environnement
(LSTE)**

**Soutenu publiquement
le :15 / 10 /2021**

MASTER

Physique-Chimie

Option : Physique-Chimie Appliquée à l'environnement

THEME :

**Traitement par adsorption sur du charbon actif
issu d'épluchures de manioc d'une eau polluée par
le diuron**

Présenté par :

AKA M'besso Guy-Armand

JURY

**Président : M. DIBI Brou, Maître de Conférences,
Université Jean Lorougnon Guédé**

**Directeur : M. KONAN Kouakou Séraphin, Maître de Conférences,
Université Jean Lorougnon Guédé**

**Encadreur : Mme. KOFFI Akissi Lydie Chantal, Maître-Assistant,
Université Jean Lorougnon Guédé**

**Examineur : M. KOUYATE Amadou, Maître-Assistant,
Université Jean Lorougnon Guédé**

DEDICACE

Je dédie ce travail à:

Toutes les familles AKA et KONE.

Mon père Feu AKA Tano Faustin qui a sacrifié toute sa vie pour me voir devenir ce que je suis aujourd'hui.

Ma mère FATOUMATA Koné qui a été toujours à mes côtés et ma soutenu durant toute ma vie.

Mon oncle AKA Bernard N'dah pour son soutien sans faille.

Ma tante AKA Bernadette Assamoi pour son assistance quotidienne et permanente à l'égard de ma personne.

Mes très chers frères et sœurs.

Tous mes amis.

Toute la 4^{ème} promotion de Physique-Chimie.

REMERCIEMENTS

Ce mémoire de Master en Physique-Chimie Option Physique-Chimie appliquée l'environnement est le fruit de la contribution de certaines personnes à qui je dois toute ma reconnaissance.

Je tiens sincèrement à remercier Mme TIDOU Abiba Sanogo Epouse KONE, Professeur Titulaire et Présidente de l'Université Jean Lorougnon Guédé, de m'avoir offert l'opportunité de réaliser cette étude.

J'exprime toute ma reconnaissance à M. KOUASSI Kouakou Lazare, Professeur Titulaire et Directeur de l'Unité de Formation et de la Recherche de l'Université Jean Lorougnon Guédé. Je vous dis grand merci pour la bonne gestion de l'Unité de Formation et de la Recherche et pour votre détermination à garantir un encadrement de qualité aux étudiants.

Je remercie particulièrement M. DIBI Brou, Maître de Conférences et Directeur du Laboratoire des Sciences et Technologies de l'Environnement à l'Université Jean Lorougnon Guédé pour avoir accepté de m'accueillir dans son laboratoire. Je vous dis grand merci pour avoir accepté de présider le jury de soutenance et aussi pour ses conseils et sa simplicité.

Je voudrais adresser mes remerciements à M. KONAN Kouakou Séraphin, Maître de Conférences à l'Université Jean Lorougnon Guédé, pour avoir accepté la direction scientifique de ce travail.

J'exprime toute ma gratitude à Mme KOFFI Akissi Lydie Chantal, Maître-Assistant à l'Université Jean Lorougnon Guédé, mon Encadreur, pour ses conseils, ses critiques, ses remarques et son sens du travail qui m'ont permis de mener à bien ce travail. Elle a su orienter ce travail, ce qui a facilité les analyses et la rédaction du manuscrit. J'ai beaucoup appris auprès d'elle lors de nos échanges permanents sur des notions de chimie de l'environnement.

Mes remerciements s'adressent également à M. KOUYATE Amadou, Maître-Assistant à l'Université Jean Lorougnon Guédé, pour avoir accepté d'examiner le mémoire en vue de son amélioration et pour ses remarques qu'il m'a adressées afin d'améliorer mon mémoire.

Mes remerciements vont aussi à l'endroit KONE Abdouramane et BAMBA Souleymane, Assistants à l'Université Jean Lorougnon Guédé, pour leur disponibilité et leur soutien.

Je ne saurais clore ce chapitre de remerciements sans penser à YAO Akissi Nadège pour son assistance quotidienne et permanente à l'égard de ma personne.

TABLE DES MATIERES

LISTE DES SIGLES ET ABREVIATIONS	v
LISTE DES TABLEAUX	vi
LISTE DES FIGURES	vii
INTRODUCTION.....	1
PARTIE I : GENERALITES	3
I.1. Définition des pesticides.....	3
I.1.2. Principales familles des pesticides	3
I.1.2.1. Fongicides	3
I.1.2.2. Insecticides.....	3
I.1.2.3. Herbicides	6
I.1.2.4. Autres familles de pesticides.....	6
I.1.3. Pesticide étudié : le Diuron.....	7
I.1.3.1. Propriétés chimiques du Diuron.....	7
I.1.3.2. Propriétés physique du Diuron.....	7
I.1.4. Impacts environnementaux et toxicité du Diuron	8
I.2. Charbon actif.....	8
I.2.1. Définition du charbon actif.....	8
I.2.2. Domaines d’application du charbon actif.....	9
I.3. Généralités sur l’adsorption	9
I.3.1. Définition de l’adsorption.....	9
I.3.2. Différents types d’adsorption.....	10
I.3.2.1. Adsorption physique.....	10
I.3.2.2. Adsorption chimique	10
I.3.3. Facteurs influençant l’équilibre d’adsorption	10
I.3.3. Nature de l’adsorbant.....	10
I.3.3.2. Quantité de matière de l’adsorbat.....	10
I.3.3.3. pH du milieu.....	11

I.3.3.4. Temps de contact.....	11
I.3.4. Etude du mécanisme d'adsorption	11
I.3.4.1. Etapes d'adsorption	11
I.3.4.2. Capacité d'adsorption.....	12
I.3.4.3. Cinétique d'adsorption.....	12
I.3.4.4. Modélisation de la cinétique d'adsorption.....	12
I.3.4.4.1. Modèle cinétique du pseudo premier ordre.....	12
I.3.4.4.2. Modèle cinétique du pseudo-deuxième ordre	13
I.3.4.5. Modélisation des isothermes d'adsorption.....	14
I.3.4.5.1. Modèle d'isotherme de Freundlich.....	14
I.3.4.5.2. Modèle de Langmuir.....	14
I.3.4.6. Thermodynamique d'adsorption	15
PARTIE II : MATERIEL ET METHODES.....	17
II.1. Matériel	17
II.1.1. Matériel technique.....	17
II.1.1.1. Verrerie de laboratoire.....	17
II.1.1.2. Produits chimiques utilisés	17
II.1.1.3. Appareils.....	17
II.1.2 Matériel biologique	18
II.2. Méthodes	19
II.2.1. Caractérisation du charbon actif	19
II.2.1.1. Collecte et prétraitement des épiluchures de manioc	19
II.2.1.1.1. Imprégnation	19
II.2.1.1.2. Carbonisation	19
II.2.1.1.3. Détermination du taux de cendre	19
II.2.1.1.4. Détermination du Rendement	20
II.2.1.1.5. Détermination de l'indice d'iode.....	20

II.2.1.1.6. Détermination de l' indice de bleu de méthylène.....	20
II.2.1.1.7. Détermination de la Surface spécifique.....	21
II.2.2. Evaluation de la capacité d'adsorption du diuron par le charbon actif préparé.....	22
II.2.2.1. Paramètre influençant la capacité d'adsorption du charbon actif.....	22
II.2.2.1.1. Influence du temps de contact.....	22
II.2.2.1.2. Influence de la masse du charbon actif.....	22
II.2.2.1.3. Influence de la concentration initiale du diuron.....	22
II.2.2.1.4. Influence de la température du diuron.....	23
II.2.2.2. Isothermes d'adsorption	23
II.2.3. Détermination des paramètres thermodynamiques	23
II.2.4. Méthode d'analyse	23
II.2.4.1. Principe de fonctionnement de la spectrophotométrie d'adsorption UV-Visible	23
II.2.4.2. Courbe d'étalonnage du spectrophotomètre UV-Visible	24
PARTIE III : RESULTATS ET DISCUSSION.....	25
III.1. Résultats	25
III.1.1. Caractérisation du charbon actif.....	25
III.1.2. Evaluation de la capacité d'adsorption du charbon actif	25
III.1.2.1. Paramètres influençant la capacité d'adsorption du charbon actif	25
III.1.2.1.1. Influence du temps de contact	25
III.1.2.1.2. Influence de la masse de charbon actif.....	26
III.1.2.1.3. Influence de la concentration initiale du diuron	27
III.1.2.1.4. Influence de la température	27
III.1.2.2. Modélisation de la cinétique d'adsorption	28
III.1.2.2.1. Modèle du pseudo premier ordre	28
III.1.2.2.2. Modèle du pseudo second ordre	28
III.1.2.3. Modélisation des isothermes d'adsorption	29
III.1.2.3.1. Modèle de Langmuir	30

III.1.2.3.2. Modèle de Freundlich.....	31
III.1.2.4. Paramètres thermodynamiques.....	32
III.2. Discussion	33
CONCLUSION ET PERSPECTIVES	36
REFERENCES.....	37

LISTE DES SIGLES ET ABREVIATIONS

CA	: Charbon Actif
CBG	: Charbon Actif en Grain
CEFIC	: Centre Européen des Fédérations de l'Industrie Chimique
DDT	: Dichlorodiphényltrichloroéthane
G	: Gramme
HCB	: Hexachlorobenzène
OMS	: Organisation Mondiale de la Santé
UICPA	: Union Internationale de Chimie Pure et Appliquée
°C	: Degré Celsius

LISTE DES TABLEAUX

Tableau I : Caractéristiques physiques du diuron.....	7
Tableau II : Caractéristiques physico-chimiques du charbon actif préparé	25
Tableau III : Paramètres de la cinétique d'adsorption.....	29
Tableau IV : Paramètre de Langmuir issus des isothermes d'adsorption.....	30
Tableau V : Paramètre de Freundlich issus des isothermes d'adsorption.....	31
Tableau VI : Paramètres thermodynamiques.....	33

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Structure chimique d'un fongicide : carbendazime.....	3
Figure 2 : Structure chimique d'un organochloré : dicofol.....	4
Figure 3 : Structure chimique d'un organophosphoré : phosmet.....	5
Figure 4 : Structure chimique d'un carbamate : carbofuran.....	5
Figure 5 : Structure chimique d'un néonicotinoïde : thiaméthoxame.....	5
Figure 6 : Structure chimique d'un pyréthriinoïde : cyperméthrine.....	6
Figure 7 : Structure chimique d'un herbicide : acide 2,4-dichlorophénoxyacétique	6
Figure 8 : Structure chimique d'un rodenticide : 4-hydroxycoumarine.....	7
Figure 9 : Structure chimique du diuron.....	7
Figure 10 : Représentation schématique et structure du charbon actif préparé	8
Figure 11 : Etape de transfert de masse pour l'adsorption sur le charbon actif préparé.....	12
Figure 12 : Verrerie utilisée	17
Figure 13 : Appareils utilisés pour la préparation des charbons	18
Figure 14 : Epluchure de manioc : (a). manioc frais ; (b). épluchures séchées ; (c). épluchures broyées.....	18
Figure 15 : Courbe d'étalonnage du diuron.....	24
Figure 16 : Cinétique d'adsorption du diuron sur le charbon actif.....	26
Figure 17 : Influence de la masse de charbon actif sur la quantité du diuron adsorbée.....	26
Figure 18 : Influence de la concentration initiale du diuron sur le charbon actif	27
Figure 19 : Influence de la température sur la quantité de diuron adsorbée	27
Figure 20 : Modèle du pseudo premier ordre.....	28
Figure 21 : Modèle du pseudo second ordre.....	29
Figure 22 : Isothermes de Langmuir à 30°C, 40°C, 50°C, 60°C	30
Figure 23 : Isothermes de Freundlich à 30°C, 40°C, 50°C, 60°C.....	31

INTRODUCTION

L'eau joue un rôle déterminant pour la vie sur terre, que ce soit pour l'Homme, les plantes et les animaux, c'est l'énergie quotidien de tout être vivant pour la satisfaction de besoins (Barka, 2008). Malheureusement l'augmentation des activités domestiques, industrielles et surtout agricoles engendrent une grande pression sur les réserves des eaux douces de la planète. Ces activités agricoles génèrent une diversité des résidus de produits phytosanitaires comme les pesticides qui se déversent dans le cycle de l'eau mettant, en péril le fragile équilibre naturel de la vie (Dibi, 2016). En effet, les pesticides représentent une menace pour la santé humaine et animale (OMS, 1991; Batsch, 2011). Ces substances sont très utiles pour les cultures ne sont pas toutes d'origine naturelle mais issues de la synthèse chimique. Leur présence sur le sol entraîne une contamination des eaux de surfaces et souterraines par le vent ou les ruissellements (Heimbach, 1997). Aujourd'hui, le nombre de personnes souffrant de maladies dues à la contamination de l'eau par ces produits chimiques (Erik, 2004). Il est donc nécessaire de traiter les eaux usées par ces substances chimiques avant de les rejeter dans la nature afin de sauver des vies. Pour ce faire, plusieurs techniques ont été adoptée pour l'élimination des polluants des effluents agricoles (Sedira, 2013). Il s'agit entre autres l'oxydation chimique, la coagulation-floculation, l'osmose-inverse, la photolyse, l'échange d'ion, l'électrolyse, les procédés membranaires, la filtration, ozonation (Rangabhashiyam *et al.*, 2013). Cependant, ces méthodes sont généralement inefficaces contre certains types de polluants et coûteuses (Bouafia, 2010). D'où la nécessité de mettre en œuvre des procédés plus simples, moins coûteux et efficace. Ainsi, l'utilisation des matériaux adsorbants, en particulier le charbon actif a vu le jour. L'adsorption sur le charbon actif est indispensable pour l'entretien de l'environnement et économiquement avantageuse. Plusieurs recherches se sont focalisés sur la capacité d'adsorption et la cinétique de ce matériau poreux. C'est dans ce contexte que s'inscrit ce travail dont le thème est traitement par adsorption sur du charbon actif issu des épluchures de manioc d'une eau polluée par le diuron. Il s'agira de façon spécifique :

- caractériser un charbon actif issu des épluchures de manioc;
- évaluer la capacité d'adsorption du diuron par le charbon actif issu des épluchures de manioc;
- déterminer les paramètres thermodynamiques tels que les variations de l'enthalpie (ΔH^0), de l'entropie (ΔS^0), et de l'enthalpie libre (ΔG^0), afin de connaître son aspect énergétique.

Ce mémoire est subdivisé en trois (3) parties : La première partie contient les généralités sur les pesticides, le charbon actif et le phénomène d'adsorption ; la deuxième partie est

consacrée à la présentation du matériel et des méthodes utilisées pour la préparation et la caractérisation des charbons ; quant à la troisième partie, elle présente les résultats découlant de la méthodologie appliquée et la discussion. Enfin nous allons terminer par une conclusion et les perspectives qui en découlent de notre travail.

PARTIE I : GENERALITES

I.1. Définition des pesticides

Les pesticides ou encore produits phytosanitaires sont définis de plusieurs manières, selon l'objectif recherché dans leur utilisation. Le code international de conduite pour la distribution et l'utilisation des pesticides définit un pesticide comme toute substance ou association de substances qui est destinée à repousser les vecteurs de maladies humaines ou animales (OMS, 1994). Selon Wilma *et al.* (1989) les pesticides sont des produits destinés à combattre les maladies et les mauvaises herbes .

I.1.2. Principales familles des pesticides

I.1.2.1. Fongicides

Les fongicides représentent un groupe de substances actives contre les champignons. Ils sont également définis comme des produits ayant un effet sur les bactéries, les virus ou les mycoplasmes (Rocher, 2004). Il existe deux types de fongicides : les fongicides organiques et les fongicides inorganiques ou minéraux. Les fongicides organiques sont composés d'organochlorés et leurs principaux produits sont le dichlorodiphényltrichloroéthane et le hexachlorobenzène et les carbamates (chloropropylamine, propoxyphosphore) (Rocher, 2004). Les fongicides inorganiques sont à base de cuivre et à base de soufre. Les fongicides à base de cuivre sont les plus nombreux et les plus fréquents. Le plus connu est la bouillie bordelaise, qui est un mélange de sulfate de cuivre, de chaux et d'eau. Il existe également des préparations à base d'oxychlorure de cuivre. Les fongicides contenant du soufre sont divisés en trois types : les soufres triturés utilisés sous forme de poudre, les soufres sublimés obtenus par condensation des vapeurs et les soufres mouillables utilisés en pulvérisations qui contiennent 80% de soufre à l'état pur et qui sont miscibles à l'eau par l'adjonction d'agents mouillants (Rocher, 2004). La forme chimique est représentée à la figure (1).

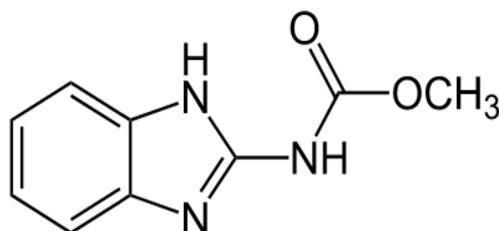


Figure 1 : Structure chimique d'un fongicide : carbendazime

I.1.2.2. Insecticides

Les insecticides sont utilisés pour éliminer, combattre les insectes et leur reproduction sur les plantes. Les insecticides sont divisés en cinq catégories qui sont : les organochlorés, les

organophosphorés, les carbamates, les néonicotinoïdes et les pyréthriinoïdes de synthèse (Gérin *et al.*, 2003).

- **Les organochlorés**

Les organochlorés sont des insecticides qui contiennent du carbone, de l'hydrogène et des atomes de chlore. Le biphenyle aromatique est le plus ancien organochloré. Ils comprennent le dichlorodiphényltrichloroéthane, le dicofol (Figure 2), le méthoxychlore. Il est bien connu que le dichlorodiphényltrichloroéthane est non seulement efficace comme insecticide pour lutter contre le paludisme ou la fièvre jaune, mais également connu pour sa persistance et ses effets nocifs sur des cibles non spécifiques. De même, on peut distinguer le cyclodiène apparu après la seconde guerre mondiale. Le chlordane, l'aldrine, la dieldrine, l'heptachlore ou l'endosulfan sont les préparations les plus connues. La plupart des cyclodiènes sont des insecticides persistants et très stables dans le sol et ont une faible photodégradabilité (Congo, 2013). En outre, il existe des terpènes polychlorés, dont le plus connu est le toxaphène. Ce pesticide persistant dans le sol est volatil. Il n'est pas très toxique pour les mammifères et les oiseaux rapidement métabolisés, mais il présente une toxicité significative pour les poissons (Gérin *et al.*, 2003).

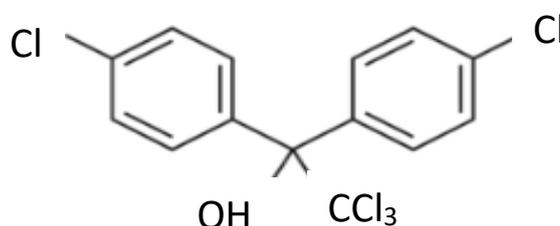


Figure 2 : Structure chimique d'un organochloré : dicofol

- **Les organophosphorés**

Les organophosphorés (Figure 3) appartiennent à la famille des anticholinestérasiques. Ils représentent les dérivés des esters de l'acide phosphorique dont les noms de substances actives sont le plus souvent identifiables par leur terminaison en "phos" ou en "thion". Les grands groupes d'organophosphorés sont (Savadogo *et al.*, 2006) :

- les organophosphorés aliphatiques tels que le malathion, le diméthoate ou le dichlorvos;
- les dérivés phényles tels que le parathion, le méthyl parathion ou le profénofos qui sont généralement plus stables que leurs congénères aliphatiques.

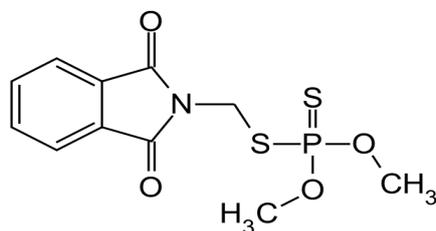


Figure 3 : Structure chimique d'un organophosphoré : phosmet

- **Les carbamates**

Les carbamates (Figure 4) sont des insecticides dérivés de l'acide carbamique. Le carbaryl est le carbamate le plus utilisé en raison de son spectre d'action très étendu pour les contrôles des insectes et en raison de sa faible toxicité chez les mammifères. Le carbofuran, l'aldicarbe, le carbosulfan ou encore le fénoxycarbe sont également des carbamates largement utilisés (Erik, 2004).

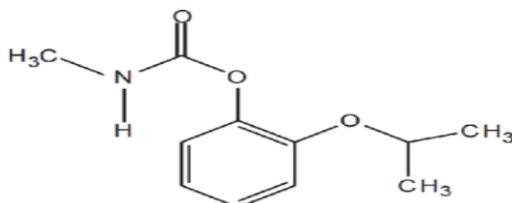


Figure 4 : Structure chimique d'un carbamate : carbofuran

- **Les néonicotinoïdes**

Les néonicotinoïdes (Figure 5) sont des insecticides aux propriétés neurotoxiques. Le plus connu est l'imidaclopride, récemment suspecté comme étant à l'origine de la disparition d'abeilles en milieu agricole par l'Autorité Européenne de Sécurité des Aliments (Poulier, 2014).

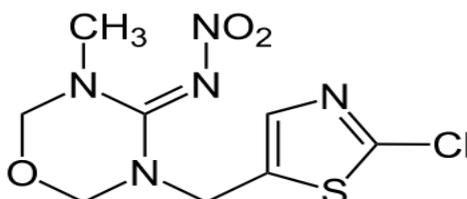


Figure 5 : Structure chimique d'un néonicotinoïde : thiaméthoxame

- **Les pyréthrinoïdes**

la structure des pyréthrinoïdes (Figure 6) est dérivée de celle des pyréthrines, issues des fleurs du pyrèthre. Ils sont instables à la lumière et en général efficaces à faibles doses sur un large spectre d'insecte (Ware & Whitacre, 2004). Les substances principales de ce groupe sont : le bifenthrine, la lambda-cyhalothrine, la cyperméthrine et la deltaméthrine.

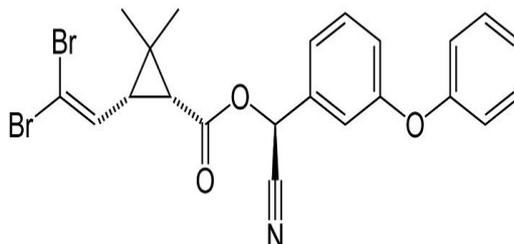


Figure 6 : Structure chimique d'un pyréthrinoïde : cyperméthrine

I.1.2.3. Herbicides

Les herbicides sont les pesticides les plus utilisés dans le monde, toutes cultures confondues (Tie-Bi, 2020). Les herbicides (Figure 7) sont appelés également désherbants, ceux sont des substances actives destinées à éliminer les mauvaises herbes. Les familles d'herbicides les plus représentées sont : les carbamates (le chlorprophame, le triallate), les urées substituées (le diuron, le chlortoluron), les triazines (l'atrazine, la simazine), les chlorophoxyalcanoïques (2,4-D) et les amides (alachlore, propyzamide). Leur classification est faite selon leurs modes d'application et d'action (Mortensen, 1986).

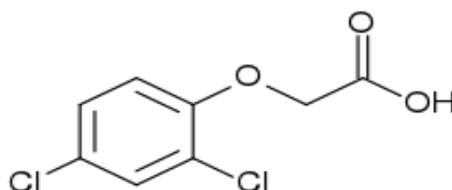


Figure 7 : Structure chimique d'un herbicide : acide 2,4-dichlorophénoxyacétique

I.1.2.4. Autres familles de pesticides

Outre les grandes familles de pesticides mentionnées précédemment, différentes autres familles peuvent être citées : les acaricides (utilisés contre les acariens), les nématicides (employés pour lutter contre les vers du groupe des nématodes), les rodenticides (Figure 8) contre les rongeurs,

les molluscicides (contre les limaces et les escargots), les taupicides (contre les taupes), les corvicides et les corvifuges (contre les corbeaux et les oiseaux ravageurs de cultures) (Kesraoui-Adessaalam, 2008).

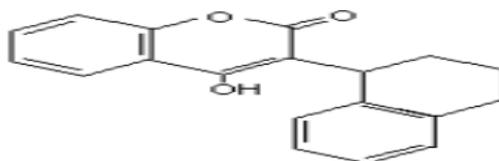


Figure 8 : Structure chimique d'un rodenticide : 4-hydroxycoumarine

I.1.3. Pesticide étudié : le Diuron

I.1.3.1. Propriétés chimiques du Diuron

Le diuron ($C_9H_{10}Cl_2N_2O$) (Figure 9) est un produit phytosanitaire. C'est un herbicide de la famille des phénylamines et au groupe des urées substituées. Il est utilisé comme désherbant pour tuer les mauvaises herbes et persistantes à feuilles larges (Damalas & Eleftherohorinos, 2011). Le nom du diuron selon l'UICPA est 3-(3,4-dichlorophényl) -1,1-diméthyl-urée, il est soluble dans l'eau. Sa formule développée est la suivante :

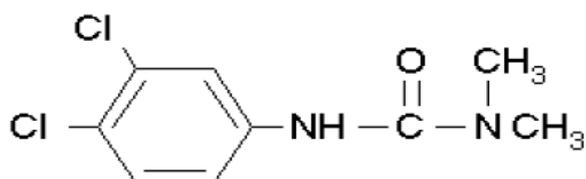


Figure 9 : Structure chimique du diuron

I.1.3.2. Propriétés physique du Diuron

Les caractéristiques physiques du diuron sont consignées dans le Tableau I.

Tableau I : Caractéristiques physiques du diuron

Masse molaire	233,1 g/mol
Solubilité dans l'eau à 20°C	35 mg/L
Longueur d'onde d'adsorption	340 nm
Aspect	solide cristallin incolore, inodore et soluble dans l'eau

I.1.4. Impacts environnementaux et toxicité du Diuron

Les eaux de ruissellement peuvent transporter le diuron vers les milieux aquatiques, tandis que le vent peut les transporter vers d'autres parcelles, des pâturages, des établissements humains et des zones non aménagées, affectant potentiellement d'autres espèces. Les herbicides peuvent avoir des impacts sur les cultures, les oiseaux, les insectes dans les agrosystèmes (Congo, 2013). D'autres problèmes sont liés à de mauvaises pratiques en matière de production, de transport et de stockage. Au fil du temps, l'application répétée de pesticides augmente la résistance des ravageurs, tandis que leurs effets nocifs sur d'autres espèces peuvent faciliter la résurgence des ravageurs (Damalas & Eleftherohorinos, 2011). Par ailleurs, l'utilisation des herbicides entraîne lentement et progressivement la dégradation de la biodiversité des zones agricoles qui semblent devenir des sols pour pratiquer des cultures intensives. Une fois appliqués. Ces dégradations appauvrissent le sol car les agents actifs de la fertilité du sol que sont les vers de terre sont en déclin (Heimbach, 1997).

I.2. Charbon actif

I.2.1. Définition du charbon actif

Le charbon actif (Figure 10) est une dénomination généralement utilisée pour caractériser des matériaux inertes à structure carbonée. Le charbon actif possède une surface spécifique et un degré de porosité (Adnanen & Bentayeb, 2015). Les caractéristiques du charbon actif dépendent du matériau précurseur utilisé et son mode de l'élaboration, en particulier les conditions de carbonisation. Ces combustibles ont en commun quatre composants tel que : une matière carbonée, une phase minérale, une phase aqueuse et une phase gazeuse. Le pouvoir d'adsorption des charbons actifs est la porosité, la surface spécifique, et les groupements fonctionnels de surface, comme le rapportent Malik *et al.* (2007).

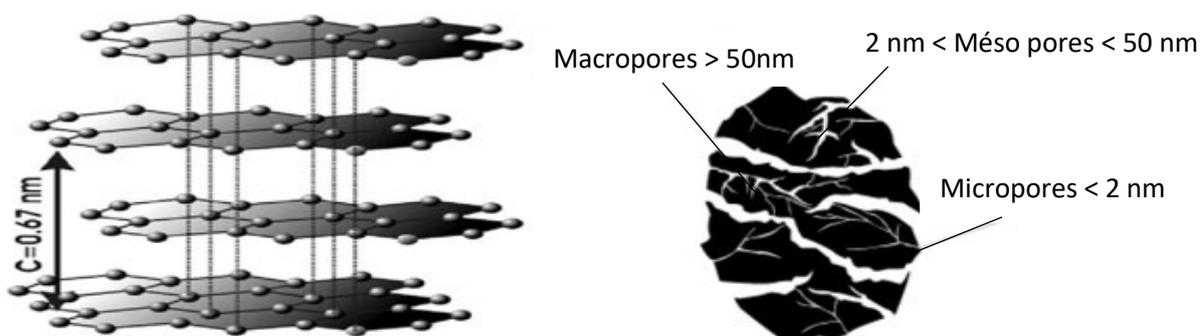


Figure 10 : Représentation schématique et structure du charbon actif préparé

Le charbon actif peut être présenté sous trois formes différentes : grain, poudre, ou fibres. La différence entre les charbons actifs en grain et en poudre est la taille. De nombreux matériaux carbonés, tels que le bois, les coques de noix de coco et les résidus d'agricultures sont utilisés comme précurseurs pour la préparation de charbons (Joseph, 2009). Il existe deux procédés d'activation du charbon actif. L'activation physique consiste à une oxydation thermique en présence d'air, de vapeur d'eau et de dioxyde de carbone. L'activation chimique est un procédé alternatif de traitement chimique favorisant la déshydratation, puis une réorganisation structurale à des températures plus faibles que dans le procédé physique (Al Mardini, 2004).

I.2.2. Domaines d'application du charbon actif

Les charbons actifs (CA) sont utilisés dans plusieurs domaines.

- **Traitement des eaux**

Le charbon actif est utilisé pour traiter les eaux usées, les eaux résiduaires industrielles, ainsi que les eaux de piscine .

Selon les types d'eaux à traiter, le charbon actif est employé principalement de deux façons :

- En suspension, dans le cas du charbon actif en poudre,
- Comme un lit filtrant, dans le cas du charbon actif en grains.

- **Traitement de l'air**

Aujourd'hui, la réglementation environnementale devient de plus en plus stricte sur la qualité de l'air émis par les industries. Elle utilise donc le charbon actif pour récupérer les hydrocarbures volatils dans l'air. Le charbon actif est également utilisé pour la désodorisation de l'air. L'utilisation du charbon actif dans le traitement des gaz vise à l'éliminer certains gaz nocifs comme les gaz soufrés, les gaz nitrés ainsi que certains solvants organiques volatiles.(Lamri, 2010).

I.3. Généralités sur l'adsorption

I.3.1. Définition de l'adsorption

L'adsorption est un phénomène physique ou chimique par lequel des molécules présentes dans des effluents liquides ou gazeux (adsorbats), se fixent à la surface d'un solide (adsorbant) (Faouzia, 2014). Les adsorbats sont attirés et retenus plus ou moins fortement sur les parois internes et externes de l'adsorbant (Ba, 2008). Ce phénomène dépend des propriétés physico-chimiques de l'adsorbat, de l'interface gaz-solide ou liquide-solide et des forces à la surface de l'adsorbant, qui sont de nature physique ou chimique (Megoumane, 2016).

I.3.2. Différents types d'adsorption

Les forces d'attraction qui se créent entre la surface de l'adsorbant et les adsorbats peuvent être physiques et/ou chimiques (Gueye, 2015). On parle alors d'adsorption physique (physisorption) et/ou d'adsorption chimique (chimisorption).

I.3.2.1. Adsorption physique

L'adsorption physique se produit lorsque les forces qui fixent les adsorbats à la surface d'adsorbants sont des forces de type Van der Waals, des forces électrostatiques type dipôles ou des liaisons hydrogènes dues à la présence de certains groupements à la surface des adsorbats (Sedira, 2013). Les molécules s'adsorbent sur plusieurs couches avec des chaleurs d'adsorption (Faouzia, 2014). La physisorption est généralement rapide, réversible et n'entraîne pas de modification des molécules adsorbées (Megoumane, 2016).

I.3.2.2. Adsorption chimique

L'adsorption chimique ou chimisorption est un phénomène qui met en jeu une ou plusieurs liaisons chimiques covalentes ou ioniques entre l'adsorbat et les groupements fonctionnels de l'adsorbant (Gueye, 2015). Elle est difficilement réversible et produit une modification des molécules adsorbées (Sadjia, 2011). La chaleur d'adsorption est relativement élevée et les adsorbats ne peuvent pas être accumulés sur plus d'une couche (Talidi, 2006).

I.3.3. Facteurs influençant l'équilibre d'adsorption

I.3.3. Nature de l'adsorbant

La nature de l'adsorbant a des effets sur l'adsorption à cause des groupements fonctionnels à la surface de l'adsorbant (Barani & Abdullah, 2011). La structure du charbon dépend de la nature des matériaux utilisés pour la préparation et du mode d'activation.

I.3.3.2. Quantité de matière de l'adsorbat

La quantité de matière de l'adsorbat est un paramètre qui influence le processus d'adsorption en modifiant la quantité de l'adsorbat au cours du temps d'équilibre. Ainsi la surface spécifique du solide adsorbant est (Talidi, 2006) :

- Très dynamique lors de l'augmentation de la quantité de matière de l'adsorbat dans le processus d'adsorption d'un adsorbat, par conséquent, il y a une augmentation de la force d'attraction électrostatique entre adsorbat-adsorbant pour accroître la quantité adsorbée à l'équilibre.
- Très lente lors de la diminution de la quantité de matière de l'adsorbat au cours de l'adsorption d'un adsorbat, ainsi il y a une régression de la force d'attraction

électrostatique entre adsorbat-adsorbant conduisant à la diminution de la quantité adsorbée à l'équilibre.

I.3.3.3. pH du milieu

Le pH est un facteur important dans toute étude d'adsorption du fait qu'il peut influencer à la fois la structure de l'adsorbant et de l'adsorbat ainsi que le mécanisme d'adsorption (Rashid *et al.*, 1992). Il faut signifier aussi que la charge de la surface de l'adsorbant dépend étroitement du pH de la solution :

- La surface du solide adsorbant est chargée négativement lorsque le pH du milieu réactionnel est inférieur à celui de la solution brute, par conséquent, l'adsorbant a une grande affinité d'adsorber les cations en solution.
- La surface du solide adsorbant est ainsi chargée positivement lorsque le pH du milieu réactionnel est supérieur à celui de la solution brute et l'adsorbant possède dans ce cas une grande affinité d'adsorber les anions dans la solution.

I.3.3.4. Temps de contact

Le temps de contact détermine la quantité adsorbée. La longue durée de contact favorise l'adsorption et renforce la liaison entre l'adsorbat et la surface de l'adsorbant. Les rendements d'adsorption sont toutefois généralement atteints après un temps de contact assez court (Aziri, 2012).

I.3.4. Etude du mécanisme d'adsorption

I.3.4.1. Etapes d'adsorption

Lors de l'adsorption de molécules organiques ou inorganiques sur un solide, le transfert de matière (Figure 11) a lieu de la phase fluide vers les sites actifs de l'adsorbant (Touati, 2010).

Ce processus se déroule en quatre étapes :

- diffusion de l'adsorbat de la phase fluide externe vers celle située au voisinage de la surface de l'adsorbant ;
- transfert des adsorbats à travers la couche limite de fluide autour des adsorbants vers la surface de ceux-ci ;
- migration des adsorbats à l'intérieure des macropores et des méso pores de l'adsorbant, de la surface vers l'intérieure ;
- diffusion des adsorbats dans les micropores (Naidja, 2010).

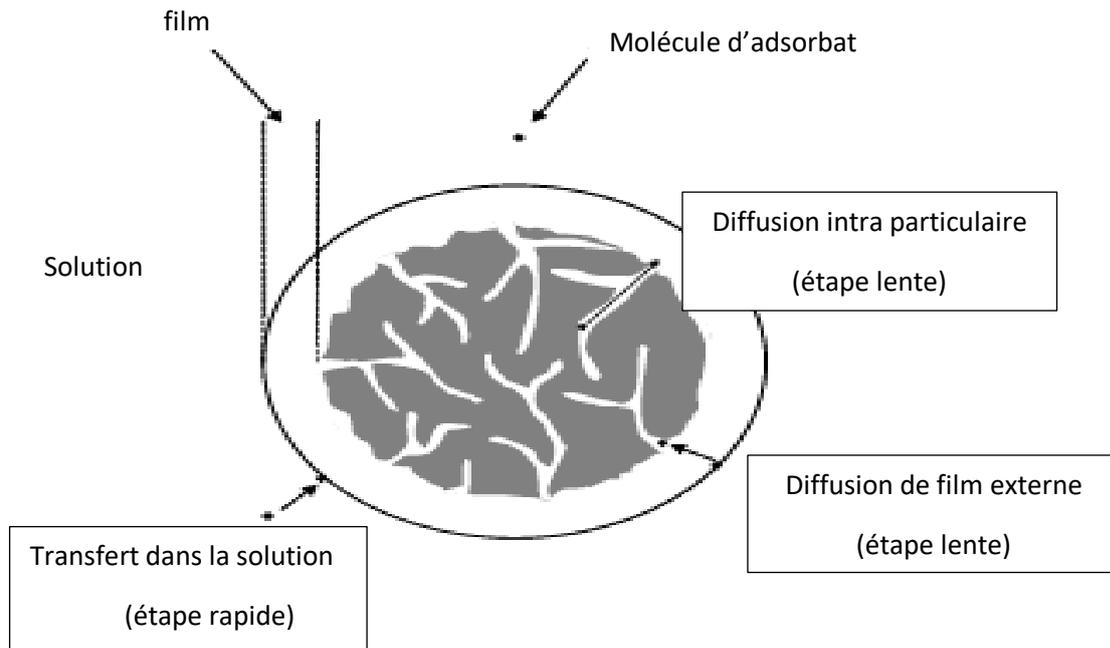


Figure 11: Etape de transfert de masse pour l'adsorption sur le charbon actif préparé

I.3.4.2. Capacité d'adsorption

La capacité d'adsorption d'un adsorbant est définie comme étant la quantité de substrat (masse ou volume) adsorbée par unité de poids d'adsorbant pour une température donnée. Elle nécessite la prise en compte de nombreux paramètres aussi bien pour l'adsorbat (taille des molécules, solubilité dans l'eau) que pour l'adsorbant (surface spécifique, structure et type de particules, le constituant) (Bellir, 2002 ; Monarrez, 2004).

I.3.4.3. Cinétique d'adsorption

La cinétique d'adsorption est définie comme étant l'évolution de la quantité adsorbée en fonction du temps de contact adsorbant/adsorbat. Elle fournit des informations relatives au mécanisme d'adsorption (Ladjal, 2013). Une adsorption rapide est recommandée pour les méthodes de traitement utilisant l'adsorption comme technique de dépollution (Ho *et al.*, 2000).

I.3.4.4. Modélisation de la cinétique d'adsorption

Pour prédire le temps qu'il faut pour atteindre l'état d'équilibre de l'adsorption et de mettre en œuvre le mécanisme de la réaction, une connaissance des équations de vitesse pour expliquer le système réactionnel est nécessaire (Ho *et al.*, 2000).

I.3.4.4.1. Modèle cinétique du pseudo premier ordre

Le modèle de pseudo-premier ordre (équation 1) ou modèle de Lagergren (Lagergren & Svenska, 1898) a été établi pour l'adsorption en phase liquide. Il se pratique dans plusieurs systèmes liquide-solide et le modèle suggère l'adsorption à un instant (t) soit proportionnelle à

la différence entre la quantité adsorbée à l'équilibre (q_e) et la quantité (q_t) adsorbée à cet instant (Gherbi, 2008).

Dans ce modèle, la vitesse d'adsorption à l'instant t est proportionnelle à la différence entre la quantité adsorbée à l'équilibre q_e et la quantité q_t adsorbée à cet instant et l'adsorption est réversible (Akkouche & Amouchas, 2017).

$$\frac{dq_t}{dt} = k_1(q_e - q_t) \quad (\text{équation 1})$$

L'intégration de cette équation 1 pour t allant de 0 à t et q_t de 0 à q_t donne (équation 2) :

$$\ln(q_e - q_t) = \ln q_e - k_1 t \quad (\text{équation 2})$$

q_e : Quantité de soluté adsorbée à l'équilibre (mg/g)

q_t : Quantité de soluté adsorbée à l'instant t (mg/g)

k_1 : Constante de vitesse (min^{-1}), dont la valeur est déterminée en traçant $\ln(q_e - q_t)$ en fonction du temps (t).

I.3.4.4.2. Modèle cinétique du pseudo-deuxième ordre

Le modèle cinétique du pseudo-second ordre (équation 3) est fréquemment utilisé en adsorption. Il permet de décrire le phénomène d'adsorption par la proportionnalité entre l'inverse de la quantité adsorbée à un instant ($\frac{1}{q_t}$) et l'inverse de cet instant ($\frac{1}{t}$). Selon Ho *et al.* (2000), ce modèle est basé sur les hypothèses suivantes :

- L'adsorption se déroule sur des sites localisés et il n'y a pas d'interaction entre les molécules adsorbées.
- La vitesse de désorption est négligeable devant celle de l'adsorption.
- Le maximum d'adsorption correspond à la formation d'une monocouche d'adsorbats sur la surface de l'adsorbant.

Selon Ho *et al.* (2000) le modèle cinétique du pseudo second ordre est exprimé par la relation :

$$\frac{dq_t}{dt} = k_2(q_e - q_t)^2 \quad (\text{équation 3})$$

L'intégration de cette équation pour t allant de 0 à t et q_t de 0 à q_t conduit (équation 4) :

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 q_e^2} + \frac{1}{q_e} t \quad (\text{équation 4})$$

k_2 : Constante de vitesse de second ordre (mg/g.min).

La quantité adsorbée à l'équilibre q_e et k_2 peuvent être déterminées expérimentalement à partir de la pente et de l'ordonnée à l'origine de $\frac{t}{q_t} = f(t)$

I.3.4.5. Modélisation des isothermes d'adsorption

La modélisation mathématique est basée sur des hypothèses non vérifiables (modèle de Langmuir établi en utilisant des molécules de gaz) ou empirique (modèle de Freundlich), mais elle permet d'obtenir un certain nombre d'informations qualitatives et quantitatives comme le type d'interaction (mécanisme d'adsorption, les couches, sites d'adsorption.), le phénomène de saturation (quantité maximale de polluant adsorbé, comportement des sites actifs.), ou encore la chaleur d'adsorption (données thermodynamiques) (Reffas, 2010).

I.3.4.5.1. Modèle d'isotherme de Freundlich

Le modèle isothermique de Freundlich (Freundlich, 1906) est fréquemment utilisée pour décrire l'adsorption sur des surfaces hétérogènes. Ce modèle explique le processus d'adsorption en se basant sur la relation entre le logarithme de la quantité adsorbée à l'équilibre sur la phase solide $\ln(q_e)$ et le logarithme de la concentration de l'adsorbat à l'équilibre. Ce modèle décrit l'adsorption sur les surfaces hétérogènes. Il est donné par (équation 5) :

$$q_e = K_F \times C_e^{\frac{1}{n}} \quad (\text{équation 5})$$

K_F : constante d'équilibre de Freundlich

q_e : capacité d'adsorption à l'équilibre (mg/g)

C_e : Concentration à l'équilibre (mg/L)

En la fonction logarithmique sur cette équation, nous obtenons la forme linéaire (équation 6) :

$$q_e = \ln K_F + \left(\frac{1}{n}\right) \ln C_e \quad (\text{équation 6})$$

k_F et n (sans dimension) des constantes expérimentales. Le graphe décrivant $\ln q_e$ en fonction de $\ln C_e$ donne une droite de pente n , dont l'ordonnée à l'origine est $\ln K_F$. Selon cette équation, l'isotherme possède une pente infinie à l'origine et ne comporte pas de plateau strict de saturation. Le paramètre n dans l'équation de Freundlich est un indicateur de l'affinité et de la capacité de chaque couple charbon/polluant : pour $n > 1$, l'adsorption est quantitativement plus importante et pour $n < 1$ elle est plus faible.

I.3.4.5.2. Modèle de Langmuir

L'isotherme de Langmuir (Langmuir, 1918) décrire l'adsorption en monocouche sur une surface homogène. Les hypothèses du modèle de Langmuir sont (Duong, 1998) :

- L'énergie d'adsorption est constante sur tous les sites.
- Chaque site peut accueillir une seule molécule ou un atome.

Ce modèle explique le processus d'adsorption par l'équation linéaire, le quotient de la concentration de l'adsorbant à l'équilibre par la quantité adsorbée à l'équilibre par rapport à cette même concentration à l'équilibre. Un modèle très répandu est basé sur des hypothèses réactionnelles (Langmuir, 1918). Le solide est supposé avoir une capacité d'adsorption limitée q_m liée à un nombre limité de sites d'adsorption par l'équation 7:

$$q_e = \frac{X}{m} = \frac{q_{\max} \times k_L \times C_e}{1 + (k_L \times C_o)} \quad (\text{équation 7})$$

X: Quantité de soluté adsorbée (mg) ;

m: Masse de l'adsorbant (g);

C_e : Concentration à l'équilibre (mg/L) ;

q_e : quantité du soluté adsorbé par unité de masse d'adsorbant (mg/g) ;

q_{\max} : capacité maximale d'adsorption théorique (mg/g) ;

k_L : constante de Langmuir de l'équilibre d'adsorption (L/mg).

Les paramètres k_L et q_{\max} sont déterminés à partir de la droite obtenue en portant $\frac{1}{q_e}$ en fonction de $\frac{1}{C_e}$

I.3.4.6. Thermodynamique d'adsorption

L'adsorption d'un composé chimique à la surface d'un solide est un équilibre thermodynamique. Cet équilibre est caractérisé par une constante d'équilibre (équation 8) donnée par la loi d'action de masse (Khoualene & Semmar, 2016).

$$k_d = \frac{q_e}{C_e} \quad (\text{équation 8})$$

Sachant que (équation 9) et (équation 10) :

$$q_e = \frac{(C_o - C_e) \times V}{m} \quad (\text{équation 9})$$

$$k_d = \frac{(C_o - C_e) \times V}{C_e \times m} \quad (\text{équation 10})$$

q_e : Quantité adsorbée à l'équilibre ;

C_o : Concentration initiale en soluté ;

C_e : Concentration résiduelle à l'équilibre.

La variation de l'énergie libre d'un système subissant une transformation à température et pression constantes est la différence entre l'enthalpie libre des produits (soluté adsorbé sur le solide) et l'entropie libre des produits (solide + soluté). Elle est exprimée comme suit (équation 11) :

$$\Delta G^\circ = \Delta H^\circ - T\Delta S^\circ \quad (\text{équation 11})$$

ΔH° : Variation de l'enthalpie standard (J/mol) ;

ΔS° : Variation de l'entropie standard (J/mol.K).

La variation de l'énergie peut être également exprimée en fonction de la constante d'équilibre (équation 12).

$$\Delta G = \Delta G^\circ + RT\ln(K_d) \quad (\text{équation 12})$$

Sachant qu'à l'équilibre, $\Delta G = 0$ par conséquent on obtient (équation 13) :

$$\Delta G^\circ = -RT\ln(k_d) \quad (\text{équation 13})$$

L'enthalpie libre est reliée à l'enthalpie standard d'adsorption et à l'entropie standard grâce à la formule suivante (équation 14).

$$\Delta G^\circ = \Delta H^\circ - T\Delta S^\circ \quad (\text{équation 14})$$

On obtient alors (équation 15) :

$$\ln(k_d) = \frac{\Delta S^\circ}{R} - \frac{\Delta H^\circ}{RT} \quad (\text{équation 15})$$

Les valeurs de ΔH° et ΔS° sont déterminées à partir du tracé de $\ln(k_d) = f\left(\frac{1}{T}\right)$

PARTIE II : MATERIEL ET METHODES

II.1. Matériel

II.1.1. Matériel technique

II.1.1.1. Verrerie de laboratoire

Elle est constituée de :

(Fioles jaugées, Bêchers, Tamis, Creuset, Erlenmeyer, Pipette, Pissette, Pro pipettes) (Figure 12)



Figure 12 : Verrerie utilisée

II.1.1.2. Produits chimiques utilisés

Les réactifs utilisés sont :

- Le diuron ($C_9H_{10}Cl_2N_2O$) de pureté 98 %
- L'acide ortho phosphorique (H_3PO_4) de pureté 85 %
- Le thiosulfate de sodium ($Na_2S_2O_3$) de pureté 99 %
- L'iode (I_2) de pureté 99,8 %
- Bleu de Méthylène ($C_{16}H_{10}ClN_3S$) de pureté 82 % .

II.1.1.3. Appareils

Pour tout le processus expérimental, nous avons utilisé :

- un spectrophotomètre d'absorption UV-Visible de type (modèles 4201) pour lire les densités optiques
- une balance analytique pour les pesés
- une étuve de type memmert pour les séchages

un four à moufle programmable à haute température de marque Nabertherm pour les carbonisations

- des agitateurs magnétiques de marque LBX pour les cinétiques
- une centrifugeuse pour la séparation des phases solide et liquide

La Figure 13 présente les appareils.

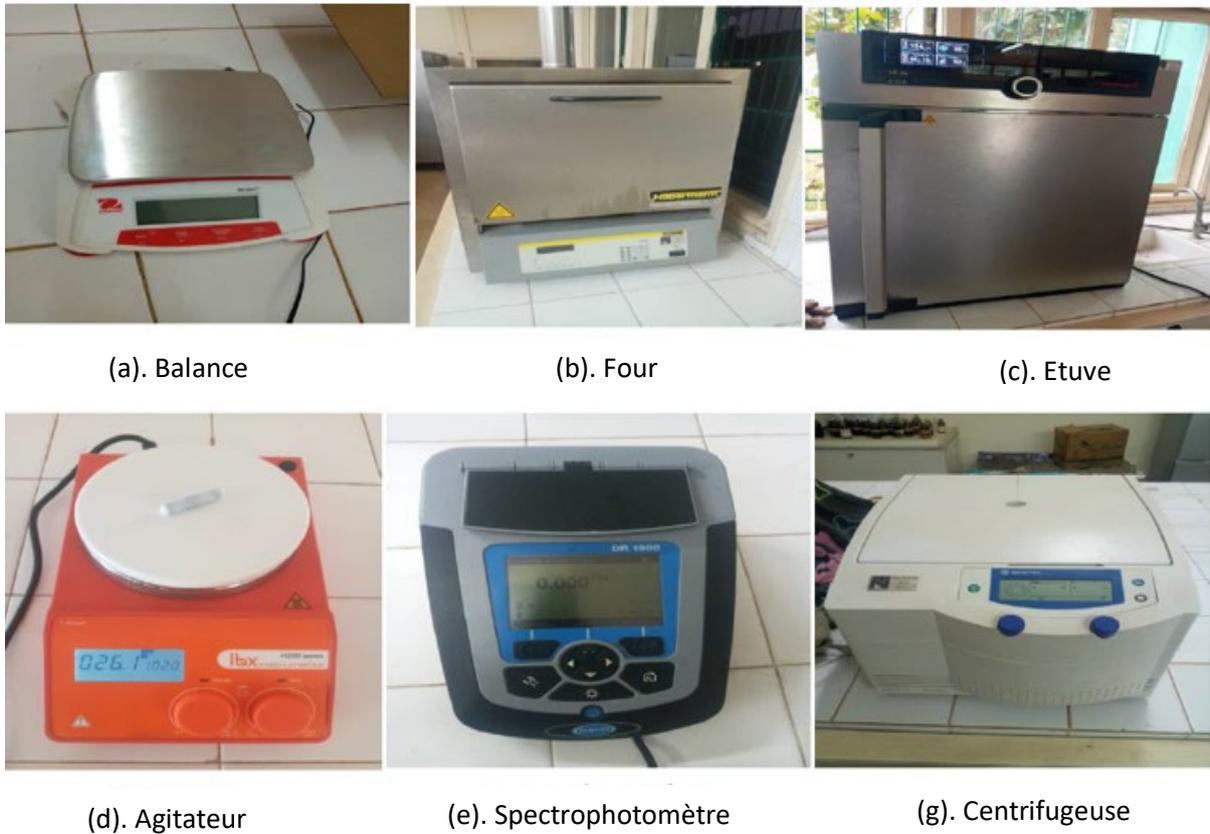


Figure 13 : Appareils utilisés pour la préparation des charbons

II.1.2 Matériel biologique

Le matériel biologique utilisé pour la préparation des charbons est essentiellement constitué d'épluchures de manioc représenté par la Figure 14 :

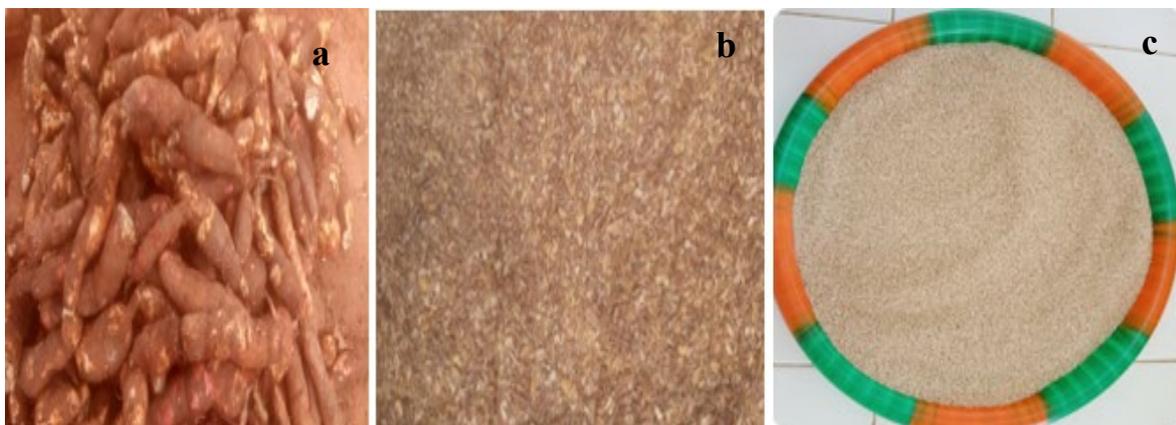


Figure 14 : Epluchure de manioc : (a). manioc frais ; (b). épluchures séchées ; (c). épluchures broyées

II.2. Méthodes

II.2.1. Caractérisation du charbon actif

II.2.1.1. Collecte et prétraitement des épluchures de manioc

Les épluchures de manioc ont été collectées dans la région du Haut-Sassandra, précisément dans la ville de Daloa (Côte d'Ivoire). Ces épluchures de manioc ont été séchées dans l'étuve pendant 3 jours à la température 105 °C. A la sortie de cette étape les épluchures de manioc ont été concassées et broyées. Les broyats obtenus sont tamisés pour ne retenir que ceux de la taille comprise entre 200 µm et 500 µm.

II.2.1.1.1. Imprégnation

30 g de poudre d'épluchure de manioc sont mis dans 300 mL de solution d'acide ortho phosphorique (10%). Le mélange est mis sous agitation magnétique pendant 24 heures à la température ambiante (30 ± 2°C). Après imprégnation le mélange obtenu est filtré, celui-ci se présente alors sous forme de pâte. Le mélange pâteux obtenu est mis dans un creuset et placé dans une étuve à 105°C pendant 24 heures afin d'extraire toute l'eau contenue dans le mélange. Après séchage, la biomasse est laissée à la température ambiante pour son refroidissement pendant au moins 30 minutes avant la carbonisation.

II.2.1.1.2. Carbonisation

Après refroidissement, la biomasse est mise dans un four à moufle programmable dont la température maintenue à 450 °C pendant 3 heures. A la fin de la carbonisation, les calcinâtes sont refroidis dans un dessiccateur pendant 30 min. Ils sont ensuite lavés abondamment à l'eau distillée jusqu'à ce que le pH soit compris entre 5 et 7 puis séchés à l'étuve à 105 °C pendant 24 heures.

II.2.1.1.3. Détermination du taux de cendre

Le taux de cendres a été déterminé en pesant une masse m_1 de creuset vide dans lequel nous avons introduit 1 g de biomasse. L'ensemble (creuset vide + biomasse) noté m_2 est porté à 800 °C jusqu'à l'obtention de cendres. Cet ensemble refroidi est noté m_3 . On calcule alors le taux de cendres est donné par la relation (équation 16) :

$$C(\%) = \frac{m_3 - m_1}{m_2 - m_1} \times 100 \quad (\text{équation 16})$$

II.2.1.1.4. Détermination du Rendement

Le rendement est une caractéristique quantitative importante pour les charbons actifs. Elle traduit la perte de masse lors de la pyrolyse. L'expression du rendement massique est donnée par la formule suivante (Barani & Abdullah, 2011). Le rendement est donné par la relation suivante (équation 17) :

$$\text{Rendement}(\%) = \frac{\text{masse du charbon}}{\text{masse de la biomasse}} \times 100 \quad (\text{équation 17})$$

II.2.1.1.5. Détermination de l'indice d'iode

Le test d'indice d'iode a pour but de déterminer la capacité du charbon à adsorbé les petites molécules. Il caractérise les micropores accessibles aux petites particules. Ce test a été réalisé suivant la norme AWWA B 600 – 78 tirée des travaux de. Dans un bécher de 100 mL, on introduit 0,5 g de charbon. On ajoute à la pipette 20 mL de la solution d'iode à 0,1 N et le mélange est agité pendant 5 min avant d'être filtré. Un volume de 10 mL du filtrat est prélevé et mis dans un erlenmeyer .A partir de la burette, une solution de thiosulfate de sodium de concentration 0,1 N est ajouté dans l'erlenmeyer contenant le filtrat jusqu'à la décoloration totale de la solution. On utilise l'empois d'amidon comme indicateur coloré. L'indice d'iode est donné par la formule suivante (Mbaye, 2009) (équation 18) :

$$\text{Indice d'iode}(\text{mg/g}) = \frac{(C_0 - \frac{C_{\text{thio}} \times V_{\text{thio}}}{2 \times V_{\text{I}_2}}) M_{\text{I}_2} \times V_{\text{ads}}}{m_{\text{ca}}} \quad (\text{équation 18})$$

C_0 : Concentration initiale de la solution d'iode (mol/L)

C_{thio} : Concentration de la solution de thiosulfate (mol/L)

V_{thio} : Volume de thiosulfate versé à l'équivalence (mL)

V_{I_2} : Volume d'iode dosé (mL)

M_{I_2} : Masse molaire de l'iode (g/mol)

V_{ads} : Volume d'adsorption (mL)

m_{ca} : Masse de charbon actif utilisée (g).

II.2.1.1.6. Détermination de l' indice de bleu de méthylène

L'indice de bleu de méthylène est un indicateur de la capacité du charbon à adsorber les moyennes et grandes molécules organiques. Il caractérise les mésopores du charbon. Pour la détermination de cet indice, on a utilisé la méthode du Centre Européen des Fédérations de l'Industrie Chimique 1989 tirée des travaux de (Mbaye, 2009). Dans un erlenmeyer de 250 mL, 0,1 g de charbon et 100 mL de solution de bleu de méthylène à $1,944 \cdot 10^{-5}$ M sont introduits. Le mélange est agité pendant 20 min puis filtré. La concentration résiduelle en bleu de méthylène

est déterminée à l'aide d'un spectrophotomètre UV-Visible (modèle 4101) à une longueur d'onde de 620 nm. Ainsi, l'indice de bleu de méthylène est donné par la relation (équation 19) (Mbaye, 2009) :

$$\text{Indice de bleu de méthylène(mg/g)} = \frac{V \times M \times (C_i - C_r)}{m_c} \quad (\text{équation 19})$$

C_i : Concentration initiale de bleu de méthylène (mol/L)

C_r : Concentration résiduelle de bleu méthylène (mol/L)

V : Volume de la solution de bleu de méthylène (mL)

M : Masse molaire de bleu de méthylène (g/mol)

M_{ca} : Masse du charbon actif utilisée (g)

II.2.1.1.7. Détermination de la Surface spécifique

La surface spécifique a été déterminée par la méthode d'adsorption de bleu de méthylène décrite par (Kifuani, 2013) qui consiste à étudier l'adsorption de bleu de méthylène, par une masse donnée du matériau adsorbant, par variation de volume de la solution de BM, jusqu'à une valeur maximale de la capacité d'adsorption. La détermination de la capacité maximale d'adsorption se fait par l'application du modèle de Langmuir aux isothermes d'adsorption du bleu de méthylène sur les charbons. Le modèle de Langmuir a été utilisé sous sa forme linéaire donnée par l'équation 20 :

$$\frac{1}{q_e} = \frac{1}{q_{\max}} + \frac{1}{q_{\max} \times K_L} \times \frac{1}{C_e} \quad (\text{équation 20})$$

q_e : Quantité du soluté fixée par unité de masse de l'adsorbant (capacité apparente d'adsorption)

q_{\max} : Quantité maximale du soluté fixée par unité de masse d'adsorbant.

K_L : Constante de Langmuir de l'équilibre d'adsorption (L/mg).

En portant $1/q_e$ en fonction de $1/C_e$, cette équation permet de calculer les paramètres q_{\max} et K_L , à partir de l'ordonnée à l'origine et de la pente, respectivement.

La surface spécifique est calculée à partir de l'équation 21 :

$$S_L = q_{\max} \times N \times S \quad (\text{équation 21})$$

S_L : surface spécifique déterminée en utilisant BM comme adsorbat (m^2/g)

s : aire occupée par une molécule de Bleu de méthylène $= 175 \text{ \AA}^2 = 175 \cdot 10^{-20} \text{ m}^2$

N : nombre d'Avogadro $= 6,022 \cdot 10^{23} \text{ mol}^{-1}$

II.2.2. Evaluation de la capacité d'adsorption du diuron par le charbon actif préparé

II.2.2.1. Paramètre influençant la capacité d'adsorption du charbon actif

II.2.2.1.1. Influence du temps de contact

Pour étudier l'influence du temps de contact sur l'adsorption du diuron, une masse de 0,5 g de charbon actif a été mise en contact dans un erlenmeyer avec 500 mL d'une solution de diuron de concentration 100 mg/L. Le mélange a été agité à l'aide d'un agitateur magnétique à température de 30°C avec une vitesse de 300 rpm. Ensuite des prélèvements de 10 mL sont faits pour les temps allant 2 min à 80 min. La suspension obtenue est filtrée avec un papier filtre et le filtrat est analysé pour déterminer les concentrations résiduelles à l'aide d'un Spectrophotomètre UV-Visible (équation 22).

$$q_t = \frac{(C_o - C_t) \times V}{m} \quad (\text{équation 22})$$

C_o : Concentration initiale du diuron (mg/L)

C_t : Concentration résiduelle du diuron à l'instant t (mg/L)

V : Volume de la solution du diuron (L)

m : Masse de charbon (g)

II.2.2.1.2. Influence de la masse du charbon actif

Dans ce test, on prélève différentes masses de charbon actif (0,05 g ; 0,08 g ; 0,1 g ; 0,2 g ; 0,3 g ; 0,4g et 0,5 g). Chaque masse de charbon actif est mise en contact avec la solution de diuron de concentration 100 mg/L dans un erlenmeyer. Le mélange est mis sous agitation pendant le temps d'équilibre, la suspension obtenue est filtrée et analysée pour déterminer les concentrations résiduelles à l'aide d'un spectrophotomètre UV-Visible. On calcule le taux d'adsorption par l'expression suivante (équation 23) :

$$\text{Taux (\%)} = \frac{(C_i - C_t) \times 100}{C_i} \quad (\text{équation 23})$$

C_i : Concentration initiale du diuron (mg/L)

C_t : Concentration résiduelle du diuron à l'instant t (mg/L)

II.2.2.1.3. Influence de la concentration initiale du diuron

Pour déterminer l'influence de la concentration du diuron sur l'adsorption, on met en contact dans un erlenmeyer, une masse de 0,1 g d'absorbant avec différentes concentrations allant de 20mg/L à 200 mg/L (20; 50; 60; 80; 100; 120; 150; 200) mg/L. Le mélange est agité à la vitesse de 300 rpm au temps d'équilibre et à température ambiante. La solution est séparée de l'absorbant par centrifugation à 300 t/min pendant 10 minutes.

La suspension obtenue est analysée pour déterminer les concentrations résiduelles à l'aide du spectrophotomètre UV-Visible.

II.2.2.1.4. Influence de la température du diuron

Des tests ont été effectués afin d'évaluer l'effet de la température. A température variable de 30°C à 60°C, à une masse de 0,1g de chaque charbon a été ajouté avec le diuron de concentration de 100 mg/L dans des erlenmeyers de 250 ml, agité à 3000 t/min au temps d'équilibre correspondant.

II.2.2.2. Isothermes d'adsorption

Les isothermes d'absorption ont été réalisées avec quatre (4) températures différentes (T = 30°C ; T = 40°C ; T = 50°C ; T = 60°C). Pour ce faire, 0,1 g de charbon actif est ajouté à 100 mL solution de diuron à différentes concentrations(60 ; 80 ; 100 ; 120 ; 150 ; 200) mg/L. Le mélange est mis sous agitation de 300 t/min pendant les temps de contact respectifs à l'aide d'un agitateur magnétique permettant d'ajuster à la température souhaitée. Chaque solution est centrifugée à la fin du processus d'adsorption puis dosée par spectrophotomètre UV-visible.

II.2.3. Détermination des paramètres thermodynamiques

Les essais sur la thermodynamique de l'adsorption du diuron ont été effectués. Pour mener cette étude, à 100 mL de la solution polluante de concentration 100 mg/L est ajouté 0,1 g de charbon actif et l'ensemble est agité à l'aide d'un agitateur chauffante à des différentes températures. La concentration résiduelle et la quantité adsorbée à l'équilibre permettent d'évaluer la spontanéité de la réaction thermodynamique.

II.2.4. Méthode d'analyse

II.2.4.1. Principe de fonctionnement de la spectrophotométrie d'adsorption UV-Visible

La spectrophotométrie est une méthode quantitative qui consiste à mesurer l'absorbance (ou intensité optique) d'une substance chimique en solution, en utilisant une lumière monochromatique. C'est aussi une technique basée sur la propriété de la matière, et plus particulièrement de certaines longueurs d'ondes du spectre UV-visible. Elle permet de réaliser des dosages grâce à la loi de Beer–Lambert qui montre une relation de proportionnalité entre l'absorbance et la concentration (équation 24).

$$A_{\lambda} = \epsilon_{\lambda} \cdot C \cdot l \quad (\text{équation 24})$$

A_{λ} : Absorbance de la solution pour une longueur d'onde λ ;

ϵ_{λ} : Coefficient d'absorption molaire (l. mol/cm) à la longueur d'onde λ ;

C : Concentration molaire de l'espèce absorbante (mol/L) ;

l : Longueur du trajet optique (cm).

II.2.4.2. Courbe d'étalonnage du spectrophotomètre UV-Visible

Une série d'échantillon a été préparée à partir de la solution mère du diuron de concentration initiale $C_0 = 20$ mg/L. Des dilutions successives de la solution mère ont été effectuées afin de déterminer le volume du diuron à prélever pour l'obtention des solutions filles dont les concentrations sont 1,7 mg/L ; 2,8 mg/L ; 6,8 mg/L ; 11,2 mg/L et 13,6 mg/L. Les valeurs de l'absorbance en fonction de la concentration sont portées sur la Figure 15 :

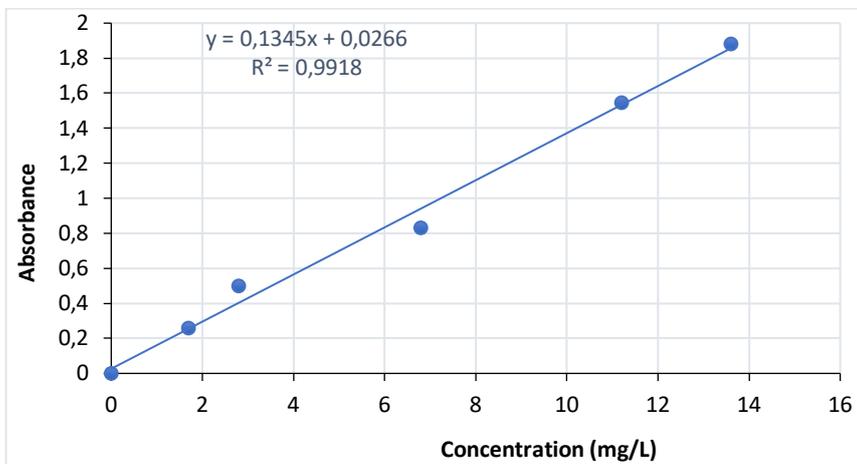


Figure 15 : Courbe d'étalonnage du diuron

PARTIE III : RESULTATS ET DISCUSSION

III.1. Résultats**III.1.1. Caractérisation du charbon actif**

Les caractéristiques du charbon actif utilisé sont détaillées dans le Tableau II :

Tableau II : Caractéristiques physico-chimiques du charbon actif préparé

Caractéristiques	Description
Tailles des charbon actifs	Comprises entre 200 μm et 500 μm
Taux de cendre	4%
Taux d'humidité	12 %
Indice d'iode	2514,6 mg/g
Indice de bleu de méthylène	331,16 mg/g
Surface spécifique	621,45 m^2/g

L'analyse du Tableau II montre que la biomasse végétale a une granulométrie comprise entre 200 μm et 500 μm . Il présente aussi une grande surface spécifique de 621,45 m^2/g . En ce qui concerne les indices le charbon révèle une valeur importante d'indice d'iode de 2514,6 mg/g .

III.1.2. Evaluation de la capacité d'adsorption du charbon actif**III.1.2.1. Paramètres influençant la capacité d'adsorption du charbon actif****III.1.2.1.1. Influence du temps de contact**

Le temps d'équilibre est l'un des facteurs les plus importants dans les systèmes de traitement des eaux pollués. L'influence du temps de contact sur l'adsorption du diuron à différentes concentrations a été étudiée afin de déterminer le temps d'équilibre nécessaire à appliquer pour la suite de l'étude.

L'influence du temps de contact est représentée sur la Figure 16 .

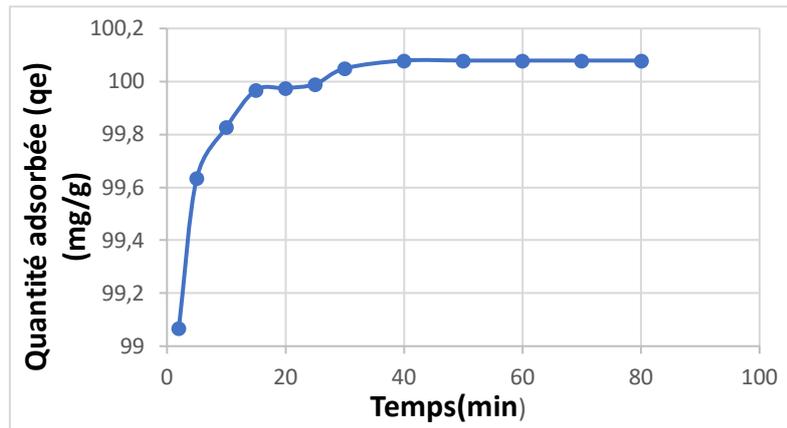


Figure 16 : Cinétique d'adsorption du diuron sur le charbon actif

La cinétique d'adsorption du diuron sur le charbon actif obtenue sur la Figure 16 montre que l'équilibre est atteint au bout de 40 minutes. L'allure de cette courbe permet de mettre en évidence trois phases :

- La première phase, les 10 premières minutes révèle une augmentation rapide de la capacité d'adsorption du diuron avec le temps pour atteindre la valeur 99,82 mg/g.
- La deuxième phase lente de 10 à 40 minutes pendant laquelle on observe une augmentation plutôt lente et progressive avec une quantité adsorbée de 100,07 mg/g.
- La troisième phase stationnaire qui traduit la saturation des sites d'adsorption, elle est matérialisée par la formation d'un palier. Ce palier s'observe à partir de la 40^{ème} minute de réaction jusqu'à 80 minutes

III.1.1.2.2. Influence de la masse de charbon actif

L'influence de la masse d'adsorbant est représentée sur la Figure 17.

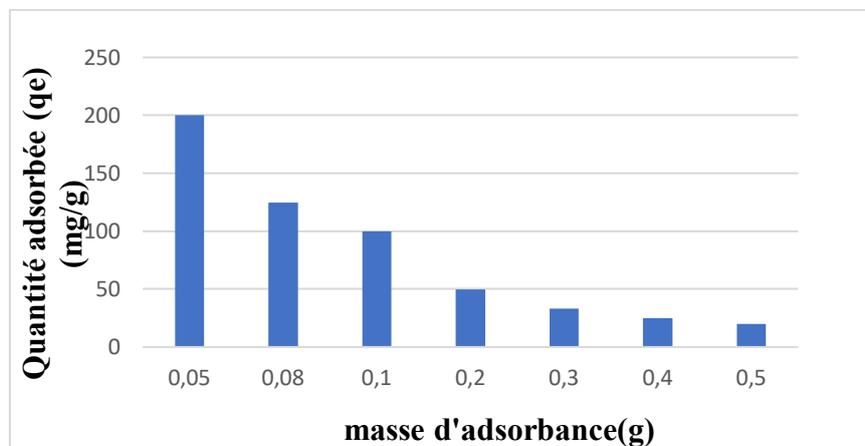


Figure 17 : Influence de la masse de charbon actif sur la quantité du diuron adsorbée

Sur la figure, la quantité du diuron adsorbée à l'équilibre diminue lorsque la masse d'adsorbant augmente. Elle passe de 199,96 mg/g à 19,94 mg/g pour des masses de 0,05 g à 0,5 g respectivement.

III.1.1.2.3. Influence de la concentration initiale du diuron

L'effet de la concentration initiale de diuron est représentée sur la Figure 18 .

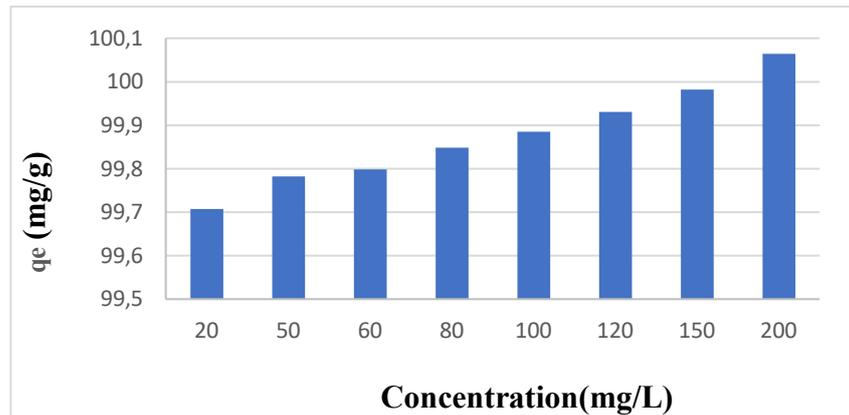


Figure 18 : Influence de la concentration initiale du diuron sur le charbon actif

A partir du graphique ci-dessus, la quantité du diuron adsorbée à l'équilibre par unité de masse de charbon actif augmente avec la concentration initiale de la solution du diuron (99,8 mg/g à 100,07 mg/g).

III.1.1.2.4. Influence de la température

La Figure 19 montre l'évolution de la quantité du diuron adsorbée à l'équilibre en fonction de la température.

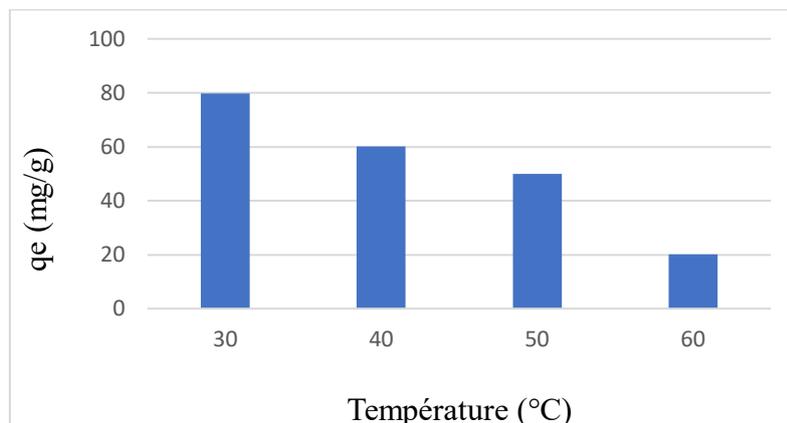


Figure 19 : Influence de la température sur la quantité de diuron adsorbée

La rétention du diuron une diminution avec lorsque la température augmente . Celle-ci diminue de 79,66 mg/g à 20,08 mg/g.

III.1.2.2. Modélisation de la cinétique d'adsorption

La modélisation de la cinétique d'adsorption du diuron s'effectue par application de deux modèles qui sont : le modèle cinétique de pseudo-premier ordre et pseudo-second ordre. Cette modélisation permet la compréhension du mécanisme d'adsorption.

III.1.2.2.1. Modèle du pseudo premier ordre

La forme linéaire du pseudo premier ordre a permis de tracer la courbe $\ln(q_e - q_t)$ en fonction du temps afin de déterminer les différents paramètres de ce modèle. Les résultats de la modélisation sont illustrés par la Figure 20.

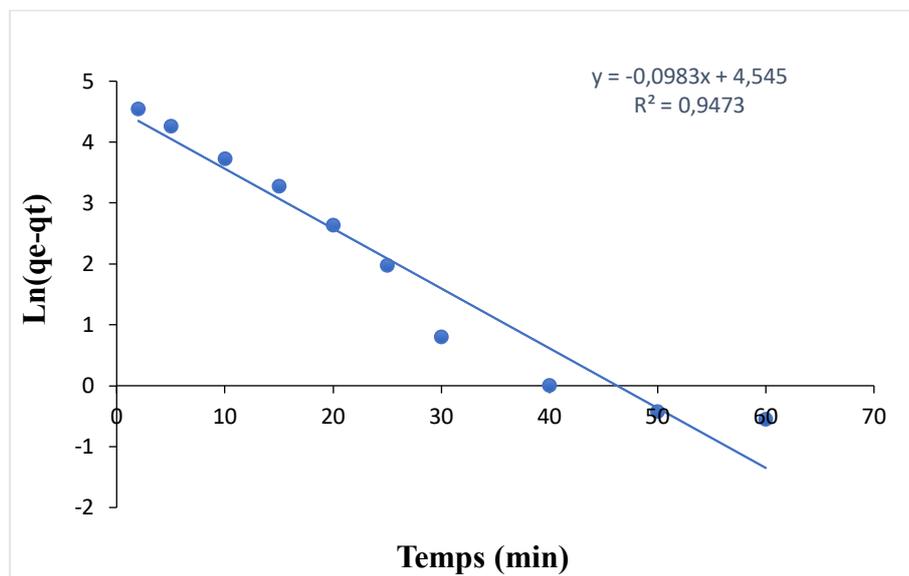


Figure 20 : Modèle du pseudo premier ordre

III.1.2.2.2. Modèle du pseudo second ordre

La forme linéaire du pseudo second ordre a permis de tracer la courbe $\frac{t}{q_t} = f(t)$ (Figure 21)

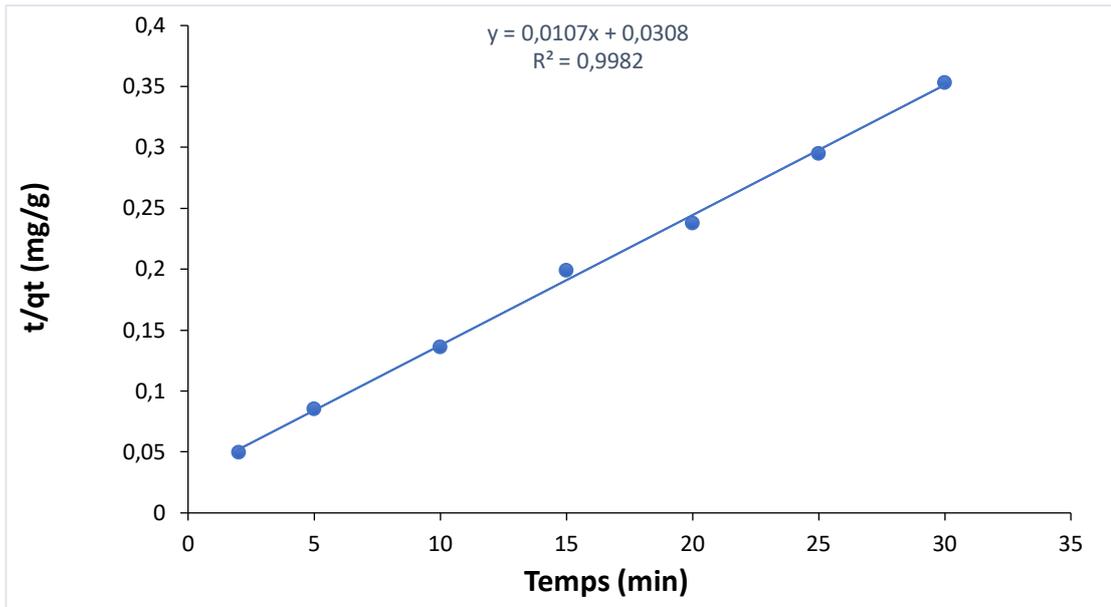


Figure 21 : Modèle du pseudo second ordre

Les paramètres de la cinétique d'adsorption sont consignés dans le tableau III .

Tableau III : Paramètres de la cinétique d'adsorption

Pseudo 1er ordre				Pseudo 2nd ordre		
qe,exp(mg/g)	qe,th(mg/g)	K ₁ (1/min)	R ²	qe,th(mg/g)	K ₂ (mg/g.min)	R ²
100	90,07	0,098	0,947	94,45	0,010	0,998

Le coefficient de corrélation (0,9982) obtenu avec le modèle de pseudo- second ordre est plus élevé que celui obtenu avec le modèle de pseudo premier ordre (0,9474) donc le modèle pseudo-second ordre représente mieux l'adsorption.

III.1.2.3. Modélisation des isothermes d'adsorption

Les modèles utilisés dans cette partie sont ceux de Langmuir et Freundlich, ils permettent de traiter les résultats obtenus.

III.1.2.3.1. Modèle de Langmuir

La modélisation des résultats expérimentaux par l'isotherme de Langmuir sous sa forme linéaire

$\frac{1}{q_e} = f\left(\frac{1}{C_e}\right)$ est représentée sur la Figure 22.

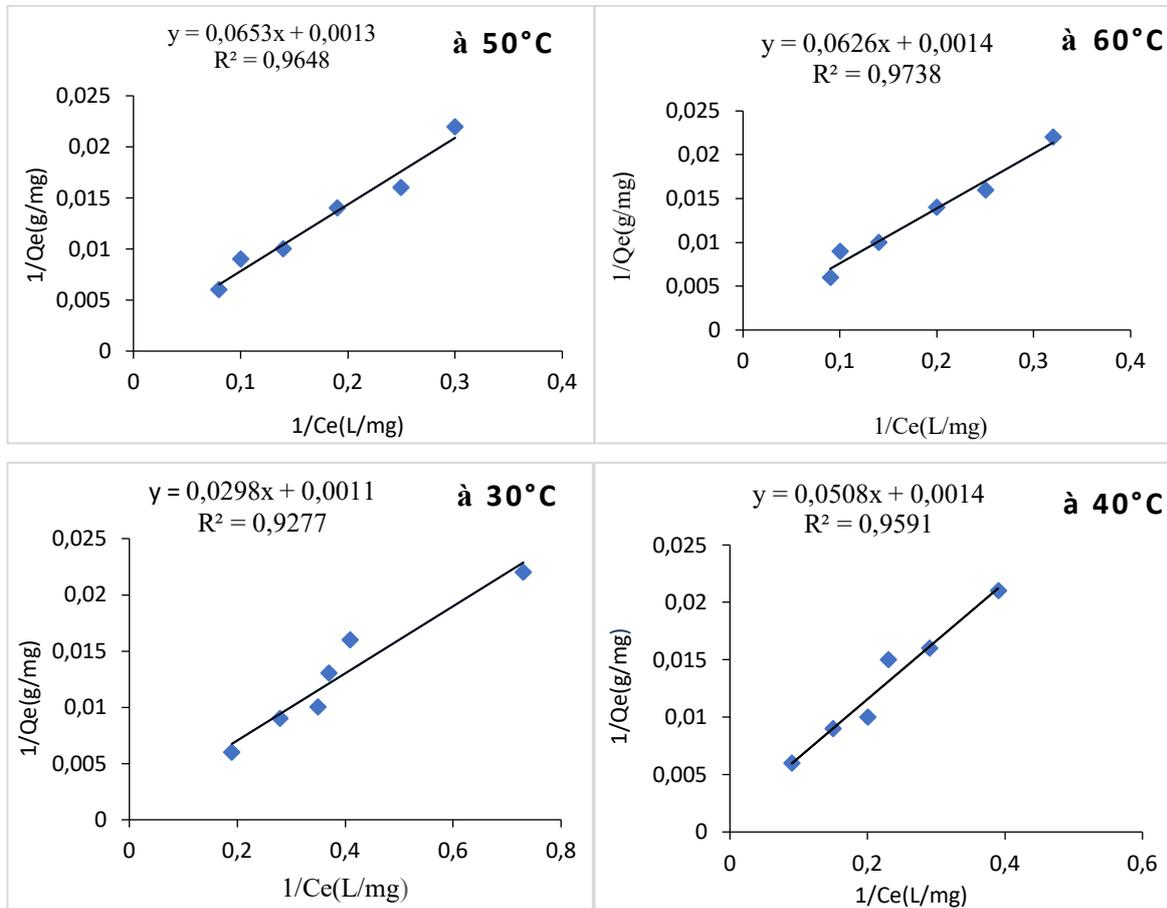


Figure 22 : Isothermes de Langmuir à 30°C, 40°C, 50°C, 60°C

Les paramètres de Langmuir à différentes températures sont consignés dans le Tableau IV.

Tableau IV : Paramètre de Langmuir issus des isothermes d'adsorption

Température(°C)	q_{max} (mg/g)	K_L (L/mg)	R^2	R_L
30	909,09	0,037	0,928	0,213
40	714,28	0,023	0,959	0,266
50	769,23	0,020	0,965	0,334
60	714,28	0,022	0,974	0,307

Le facteur de séparation (R_L) inférieur à 1 dans la gamme de température utilisée. Ce facteur est une fonction croissante de la température.

III.1.2.3.2. Modèle de Freundlich

La modélisation des résultats expérimentaux par l'isotherme de Freundlich sous sa forme linéaire $\ln(q_e) = f(\ln C_e)$ est représentée sur la Figure 23.

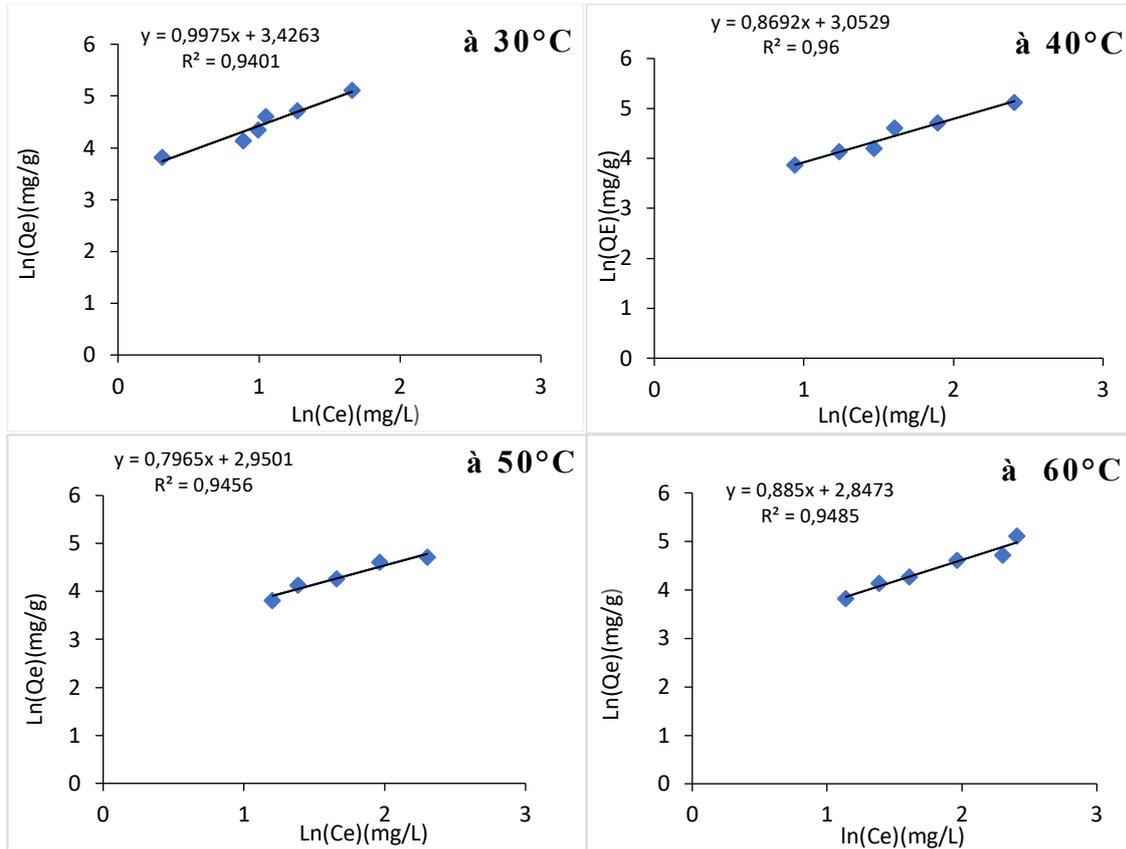


Figure 23 : Isothermes de Freundlich à 30°C, 40°C, 50°C, 60°C

Les paramètres de Freundlich à différentes températures sont consignés dans le Tableau V .

Tableau V : Paramètre de Freundlich issus des isothermes d'adsorption

Température (°C)	1/n	K_F	R^2
30	0,997	30,763	0,940
40	0,869	21,177	0,960
50	0,796	19,108	0,946
60	0,885	17,241	0,948

Le tableau V montre que la valeur $\frac{1}{n}$ est inférieur à 1 et que la valeur de k_F est supérieure à 0.

III.1.2.4. Paramètres thermodynamiques

La Figure 24 montre les paramètres thermodynamiques tels que l'enthalpie libre standard (ΔG°), l'enthalpie standard (ΔH°) et l'entropie standard (ΔS°) (Chen *et al.*, 2011).

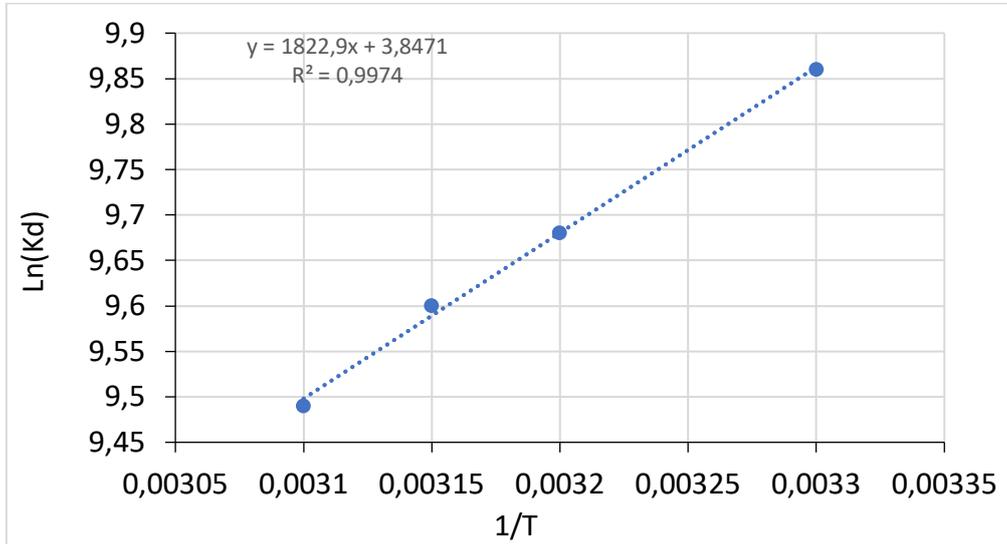


Figure 24 : Courbe représentative de $\text{Ln}(K_d)=f(1/T)$

Les paramètres thermodynamiques ont été déterminés en utilisant les équations 25 et 26 :

$$\Delta^\circ = \Delta H^\circ - T\Delta S^\circ \quad (\text{équation 25})$$

$$\text{Ln}(K_d) = \frac{\Delta S^\circ}{R} - \frac{\Delta H^\circ}{RT} \quad (\text{équation 26})$$

$K_d = \frac{q_e}{C_e}$: Constante de distribution.

ΔH° : Variation de l'enthalpie (J/mol)

ΔS° : Variation de l'entropie (J/mol.K)

C_e : Concentration à l'équilibre de l'adsorbat (mg/L)

q_e : Quantité de substance adsorbée à l'équilibre par unité de masse de solide (mg/g)

R : Constante des gaz parfaits (J/mol.K)

T : Température absolue (K)

Les valeurs des paramètres thermodynamiques des différentes températures sont dans le Tableau VI .

Tableau VI : Paramètres thermodynamiques

Température(°C)	ΔG° (kJ /mol)	ΔH° (kJ/mol)	ΔS° (J/K .mol)	R^2
30	-24,847			
40	-25,167			
50	-25,487	-15,156	31,985	0,997
60	-25,806			

Selon les résultats représentés dans le Tableau VI ci-dessus, la valeur l'enthalpie libre standard (ΔG°) décroît avec la température. Les valeurs de l'enthalpie standard (ΔH°) et l'enthalpie libre standard (ΔG°) sont négatives. Par contre, celle de l'entropie standard est positive.

III.2. Discussion

L'étude de la caractérisation du charbon actif à base des épluchures de manioc utilisées pour l'élimination le diuron montre que le charbon actif préparé dans les conditions de l'étude présente des capacités d'élimination du diuron par adsorption. Selon (Mamane *et al.*, 2016), la valeur maximale tolérée de taux de cendre pour un charbon actif est de 15 %. Dans le cas de l'étude cette valeur est de 4 %.En outre, la valeur de la surface spécifique de notre charbon actif préparée (621,45 m²/g) se trouve dans la gamme des valeurs des charbon de qualité présentés dans la littérature (300 à 1500 m²/g) (Gueye, 2009). Ainsi, ce charbon a le potentiel d'un bon pouvoir adsorbant. le caractère acide du pH et des fonctions de surface pourrait s'expliquer par l'activation des épluchures de manioc avec l'acide orthophosphorique qui engendre une augmentation des fonctions acides et une diminution des groupes basiques (Khalifaoui, 2012). En effet, les valeurs de l'indice d'iode et de l'indice de bleu de méthylène respectivement 1446,7 mg/g et 331,16 mg/g mettent en évidence l'évaluation de la microporosité et la macroporosité du charbon actif. En comparant la valeur de l'indice d'iode du charbon actif préparé à celle trouvée par Petrov *et al.* (2008), le charbon actif présente une structure microporeuse, donc susceptible d'adsorber. Ces auteurs ont pu trouver un indice d'iode d'ordre de 1720 mg/g sur des charbons actifs de grignon d'olive et d'après ces auteurs, de telles valeurs indiqueraient une structure de charbon à tendance microporeuse. Les résultats indiquent que le

charbon préparé à partir des épluchures de manioc peut-être utiliser comme absorbant pour l'élimination le diuron.

La rapidité de l'adsorption du diuron sur le charbon actif Figure 16 pendant les premières minutes (de 0 à 10 min) de la réaction pourrait être interprétée par le fait qu'en début de réaction, il existe un nombre important de sites actifs pour l'adsorption du diuron (Benaissa, 2012), il suit une diffusion du diuron vers les sites moins accessibles (Tcheka *et al.*, 2015). Les sites d'adsorption sont occupés par les molécules de diuron. Cette tendance a été observée par Dibi (2016), après avoir étudié l'élimination de l'orange de méthyle dans l'eau par adsorption sur charbon actif préparé à partir de graines de palmiste.

L'étude de l'influence de la masse du charbon actif sur l'adsorption du diuron, figure 17 montre que la quantité du diuron adsorbée à l'équilibre diminue avec l'augmentation de la masse d'adsorbant. Ce comportement peut être dû aux nombres de sites d'adsorption qui augmente avec la quantité d'adsorbant (Gupta *et al.*, 2005). D'autre part, certains auteurs (Soudi & Hamouma, 2013) ont montré que lorsque la quantité d'adsorbant ajoutée à la solution est faible, les particules peuvent accéder facilement aux sites d'adsorption. L'ajout d'adsorbant permet d'augmenter le nombre de sites d'adsorption mais les particules ont des difficultés à approcher ces sites à cause de l'encombrement. De plus une grande quantité d'adsorbant crée des agglomérations de particules, d'où la réduction de la surface totale d'adsorption et, par conséquent une diminution de la quantité d'adsorbant par unité de masse d'adsorbant. La masse charbon actif est de 0,1g dans cette étude (Mbaye, 2009).

Les résultats de la Figure 18 portant sur la quantité du diuron adsorbée en solution indique la capacité du charbon actif a adsorbée le diuron. En effet, une augmentation de la concentration de diuron entraine une augmentation sa quantité de matière adsorbée . Ce résultat est conforme à celui de Vro-Bi (2019).

Les résultats de l'influence de la température Figure 19 montrent que le processus d'élimination du diuron est réellement influencé par la température. La quantité adsorbée diminue, elle passe de 79,66 mg/g à 20,08 mg/g pour une élévation de température de 30 à 60 °C. Cela signifie que l'augmentation de la température aurait un effet négatif sur la rétention du diuron sur le charbon actif. Une observation similaire a été reportée par Sedira (2013) lors de l'adsorption des métaux lourds sur un charbon actif issu de noyaux de dattes.

La valeur du coefficient de corrélation du modèle pseudo-second ordre ($R^2 = 0,998$) étant plus élevé que celui du modèle pseudo-premier ordre ($R^2 = 0,947$) indique que le modèle pseudo-second est mieux adapté pour la description d'adsorption sur le charbon actif (Ho, 2003).

La modélisation des isothermes d'adsorption du charbon actif sur le diuron a fait recours aux modèles de Langmuir et de Freundlich. Pour le modèle de Langmuir, les valeurs du facteur de séparation (R_L) comprises entre 0 et 1 expriment la favorabilité de l'adsorption. En ce qui concerne celui de Freundlich, les valeurs des coefficients ($1/n$) expliquent que l'isotherme est concave et de type L. Les coefficients de corrélation ont des valeurs proches de 1, on peut conclure que le procédé d'adsorption du diuron sur le charbon actif préparé est aussi bien décrit par le modèle de Langmuir que celui de Freundlich.

Les valeurs négatives de ΔG° indiquent que le processus d'élimination du diuron est spontané pour le charbon actif (Chen *et al.*, 2011). La valeur négative de ΔH° montre que l'adsorption du diuron sur le charbon actif est exothermique (Ahmed, 2017). Par ailleurs, la valeur positive de ΔS° suggère une augmentation du désordre à l'interface solide-solution durant le processus d'adsorption.

CONCLUSION ET PERSPECTIVES

Le travail réalisé dans ce mémoire s'inscrit dans le cadre général de la dépollution des eaux usées et de la valorisation des déchets agricoles. Il a eu pour objectif général traitement par d'adsorption sur des charbons actifs issu des épluchures de manioc d'une eau polluée par le diuron. De façon spécifique, ce travail a consisté à :

- de caractériser un charbon actif issu des épluchures de manioc;
- d'évaluer la capacité d'adsorption du diuron par le charbon actif issu des épluchures de manioc;
- de déterminer les paramètres thermodynamiques tels que les variations de l'enthalpie libre (ΔH°), de l'entropie (ΔS°) et de l'énergie libre (ΔG°).

A la lumière des résultats, il apparaît que :

- l'équilibre d'adsorption de diuron sur le charbon préparé est atteint au bout de 40 minutes et les quantités de diuron adsorbées augmentent avec l'augmentation de la concentration initiale de diuron,
- La quantité maximale de diuron adsorbée à l'équilibre par le charbon actif est estimée à 909,09 mg/g,
- la masse de charbon actif est de 0,1 g,
- l'étude des modèles cinétique ont révélés que l'adsorption de diuron sur le charbon actif suit le modèle de pseudo-second ordre,
- l'étude des modèles d'isothermes d'adsorption indiquent que le modèle de Langmuir décrit mieux l'adsorption de diuron sur le charbon actif par rapport au modèle de Freundlich,
- L'étude thermodynamique révèle que notre processus d'adsorption est spontanée et exothermique.

Ainsi, le charbon actif préparé à base des épluchures de manioc peut être utilisée comme adsorbant pour le traitement des eaux polluées par le diuron.

En guise de perspectives, nous proposons :

- Etudier l'influence de d'autres paramètres tels que le pH et la vitesse d'agitation.
- Etudier la régénération du charbon actif saturé.

REFERENCES

- Aboua K.N. (2013). Optimisation par le plan factoriel complet des conditions de productions de charbon actif et son utilisation pour l'élimination des colorants et métaux lourds en solution aqueuse. Thèse De Doctorat, Université Félix Houphouët-Boigny (Abidjan, Côte d'ivoire), 164p.
- Adnanen s & Bentayeb k (2015). Etude cinétique et équilibre d'adsorption du noir erichrome T, colorant anionique, sur un charbon actif comercial. Mémoire De Master En Chimie Spécialité : Analyse, Université Abderrahmane Mira-Bejaïa (Bejaïa, Algérie), 110 p.
- Ahmed M.J. (2017). Adsorption of non-steroidal anti-inflammatory drugs from aqueous solution using activated carbons: Review. *Journal of Environmental Management*, 190: 274-282.
- Akkouche S. & Amouchas K. (2017). Etude comparative de cinétique d'adsorption de BM sur le charbon actif entre lit fluidisé et un réacteur batch. Mémoire De Master En Génie Des Procédés, université Abderrahmane. Mira-Bejaïa (Bejaïa, Algerie), 88 p.
- AL mardini F. (2004). Etude de l'adsorption de quelques pesticides sur deux charbons actifs en poudre. Degré De Master, l'université de Poitiers , France , 245p.
- Aziri S. (2012). Étude de l'adsorption du nickel par des biosorbants. Thèse De Master En Chimie De L'Environnement, Université de Tizi-Ouzou (Algérie), 80p.
- Ba M.L. (2008). Adsorption de métaux lourds dans des eaux usées par des charbons actifs préparés à partir de biomasse locale. Mémoire D'ingénierie De L'équipement Rural, Institut International d'ingénierie de l'eau et de l'environnement (Ouagadougou, Burkina Faso), 55 p.
- Barani D. & Abdullah S.R.S. (2011). Préparation d'un charbon actif à partir d'un bitume routier issu du raffinage du pétrole par activation acide. Mémoire De Magister En Génie Des Procédés, université Larbi Ben M'Hidi (Oum El Bouaghi, Algérie), 184 p.
- Barka N. (2008). L'élimination des colorants de synthèse par adsorption sur un phosphate naturel et par dégradation photocatalytique sur TiO₂ supporté. Thèse Doctorat En Sciences, Université Ibn Zohr (Agadir, Maroc), 183 p.

- Batsch D. (2011). L'impact des pesticides sur la santé humaine. Thèse De Doctorat, Sciences Pharmaceutiques, Université Henri POINCARRE (Nancy, France), 185 p.
- Bellir K. (2002). Caractérisation de la rétention du cuivre par des matériaux naturels utilisés dans l'imperméabilisation des décharges. Thèse Magistère, Université Mentouri Constantine (Algérie), 55p.
- Benaissa A. (2012). Etude de la faisabilité d'élimination de certains colorants textiles par certains matériaux déchets d'origine naturelle. Master En Chimie, université Abou Bakr Balkaid (Tlemcen, Algérie), 60p.
- Bouafia S. (2010). Dégradation des colorants textiles par procédé d'oxydation avancée basée sur la réaction fenton : Application à la dépollution des rejets industriels. Thèse De Doctorat En Géomatériaux Et Environnement, université de Paris-Est (Paris, France), 174p.
- Chen D., Chen J., Luan X., Ji H. & Xia Z. (2011). Characterization of anion–cationic surfactants modified montmorillonite and its application for the removal of methyl orange. *Chemical Engineering Journal*, 171(3): 1150–1158.
- Congo A.K. (2013). Risques sanitaires associés à l'utilisation de pesticides autour de petites retenues : cas du barrage de Loumbila. Mémoire De Master En Ingénierie De L'Eau Et De L'Environnement, Institut International d'Ingénierie (2iE), Ouagadougou (Burkina Faso), 68 p.
- Damalas C.A. & Eleftherohorinos L.G. (2011). Pesticide Exposure, Safety Issues, Risk Assessment Indicators. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 8(5): 1402–1419.
- Dibi K. (2016). Elimination de l'orange de méthyle dans l'eau par adsorption sur charbon actif préparé à partir de graines de palmiste. Mémoire De Master, Option : Chimie De L'environnement, UFR Sciences Et Gestion De L'Environnement, Université Nangui Abrogoua (Abidjan, Côte d'Ivoire), 66p.
- Duong D.D. (1998). Adsorption analysis: equilibrium and kinetics. In: Series on Chemical Engineering Vol 2. Edition Imperial college Press (Londre, Royaume-Unis), 913 p

- Erik B.B. (2004). The Implications of Formulating a Human Right to Water. *Ecology Law Quarterly*, 4(31): 957-959.
- Faouzia B. (2014). Elimination des colorants cationiques par des charbons actifs synthétisés à partir des résidus de l'agriculture. Mémoire De Magister En Génie Chimique, université Ferhat Abbas (Sétif, Algérie), 103 p.
- Freundlich H.M.F. (1906). Über die adsorption in lösungen. *Zeitschrift für physikalische chemie (Leipzig)*, 57(A): 385–470.
- Gherbi N. (2008). Etude expérimentale et identification du processus de rétention des cations métalliques par des métaux naturels. Thèse De Doctorat En Génie Des Procédés, Université Mentouri (Constantine, Algérie), 220p.
- Gueye M. (2009). Système et étude des charbons actifs pour le traitement des eaux usées d'une tannerie. Mémoire De Master, Génie Des Procédés, Institut International D'Énergie De L'Eau Et De L'Environnement (Ouagadougou, Burkina Faso), 61 p.
- Gueye M. (2015). Développement de charbon actif à partir de biomasse lignocellulosique pour des applications dans le traitement de l'eau. Thèse De Doctorat En Sciences Et Technologies De L'eau, De L'énergie Et De L'environnement, Option : Énergie, Institut internationale de l'ingénierie de l'eau et de l'environnement (Ouagadougou, Burkina Faso), 229 p.
- Gupta V.K., Mittal A. & Gajbe V. (2005). Adsorption and desorption studies of a water soluble dye, Quinoline Yellow, using waste materials. *Journal of Colloid and Interface Science*, 284(1): 89–98.
- Heimbach F. (1997). Field tests on the side effects of pesticides on earthworms: Influence of plot size and cultivation practices. *Soil, Biology and Biochemistry*, 29: 671–676.
- HO Y.S. (2003). Removal of copper ions from aqueous solution by tree fern. *Water Res*, 37 : 2323-2330.
- Ho Y.S., Ng J Y. & McKay G. (2000). Kinetics of pollutant sorption by biosorbents. *Methods*, 29: 189–232.

- Joseph O. (2009). Etude du potentiel d'utilisation de résidus agricoles haïtiens pour le traitement par biosorption d'effluents pollués. Thèse De Doctorat En Chimie, Lyon (France), 206p.
- Kesraoui-Adessaïlam A. (2008). Dégradation des pesticides chlortoluron, carbofuran et bentazone en milieux aqueux par les procédés d'oxydation avancée. Thèse De Doctorat Ingénierie De L'environnement, Universités de Paris-Est et Tunis El Manar (France et Tunisie), 169p.
- Khalifaoui A. (2012). Etude expérimentale de l'élimination de polluants organiques et inorganiques par adsorption sur des matériaux naturels : application aux peaux d'orange et de banane. Thèse De Doctorat En Génie Des Procédés, université Mentouri, Constantine (Algérie), 180 p.
- Khoualene L. & Semmar S. (2016). Etude Cinétique et Thermodynamique l'adsorption du Noir Eriochrome T sur le Charbon. Mémoire De Master En Chimie Spécialité Analyse Chimique, Université A. MIRA-Bejaïa (Bejaïa, Algérie), 82 p.
- Kifuani K.M. (2013). Adsorption des composés organiques aromatiques sur charbon actif à base des déchets agroindustriels. Thèse De Doctorat, Eau Et Environnement, Université (Kinshasa, Congo), 265 p.
- Ladjal N. (2013). Elaboration, caractérisation de charbons actifs fonctionnalisés et étude de leurs propriétés en adsorption de composés organiques. Thèse De Doctorat En Chimie Organique, université de M'Sila (Algérie), 146 p.
- Lagergren S. & Svenska B.K. (1898). Zurtheorie der sogenannten adsorption gelösterstoffe. *Veternskapsakad Handlingar*, 24(4): 1–39.
- Lamri N. (2010). Elimination du colorant orange II en solution aqueuse, par voie photochimique et par adsorption. Thèse De Doctorat, Université Mentouri de Constantine (Algérie), 122p.
- Langmuir I. (1918). The adsorption of gases on plane surface of glass. *mica and platinum*. *J. Am. Chem. Soc*, 40: 1361–1367.

- Malik R., Ramteke D.S. & Wate S.R. (2007). Adsorption of malachite green on groundnut shell waste based powdered activated carbon. *Waste Management*,(27): 1129–1138.
- Mamane O.S., Zanguina A., Daou I. & & Natadou I. (2016). Préparation et caractérisation de charbon actif à base de coques de noyaux de balanites *Egyptiaca* et de *Zizyphus Mauritiana*. *Journal de la société ouest-africaine de chimie*, 41: 59-67.
- Mbaye G. (2009). Synthèse et études des charbons actifs pour le traitement des eaux usées d'une tannerie. Mémoire De Master En Énergie Et Procédés Industriels, de l'Environnement (Ougadougou, Burkina Faso), 52 p.
- Megoumane E.F. (2016). Élimination du bleu de méthylène par le noyau d'abricot activé. Mémoire De Master En Chimie, université Abdelhamid Ibn Badis (Mostaganem, Algérie), 52 p.
- Monarrez I.M. (2004). Rétention de pesticides dans les sols des dispositifs tampon, enherbés et boisés rôle des matières organiques. Thèse Doctorat, institut agronomique Paris-Grignon (Paris, France), 56p.
- Mortensen M.L. (1986). Management of Acute Chilhood Poisonings caused by Selected. Insecticides and Herbicides. *Pediatric Clinics of North America*,(33): 421–432.
- Naidja L. (2010). Élimination du colorant orange II en solution aqueuse, par voie photochimique et par adsorption. Mémoire De Magister En Chimie Analytique, Physique Et Environnement, université Mentouri (Constantine, Algérie), 107 p.
- OMS (1994). Prévention des risques pour la santé lors de la préparation et de l'emballage des pesticides. Edition OMS, Genève (Suisse), 80 p.
- Petrov N., Budinova T., Razvigorova M., Parra J. & Galiatsatou P. (2008). Conversion of olive waster to volatiles and carbon adsorbent. *Biomass and Bioenergy*, 32: 1303–1310.
- Poulier G. (2014). Etude de l'échantillonnage intégratif passif pour l'évaluation réglementaire de la qualité des milieux aquatiques : application à la contamination en éléments trace métalliques des bassins versants du Trec et de l'Auvézère. Thèse De Doctorat ,Chimie Environnement, Université de Limoges (Paris, France), 305p.

- Rangabhashiyam S., Anu N. & Selvaraju N. (2013). Sequestration of dye from textile industry wastewater using agricultural waste products as adsorbents. *J. of Envir Chem. Engin*, 1: 629–641.
- Rashid M.A., Buckley D.E. & Robertson K.R. (1992). Decantaminaton of textile wastewater by powdered activaded carbon. *Geoderma*, 8: 11–18.
- Reffas A. (2010). Étude de l'adsorption de colorants organiques (rouge nylosan et bleu de méthylène) sur des charbons actifs préparés à partir du marc de café. Thèse De Doctorat, Université Mentouri (Constantine, Algérie), 170p.
- Rocher F. (2004). Lutte chimique contre les champignons pathogènes des plantes : Evaluation de la systémie phloémienne de nouvelles molécules à effet fongicide et d'activateurs de réactions de défense. Thèse De Doctorat, Université de Poitiers (Paris, France),
- Sadjia B. (2011). Elaboration et caractérisation d'un charbon actif à base de résidus de café : application à l'étude de l'adsorption des colorants en solution aqueuse. Thèse Doctorat, université Abderrahmane Mira-Bejaïa (Bejaïa Algérie), 142 p.
- Savadogo P.W., Traoré O., Topan M., Sédogo P.M. & Bonzi-Coulibaly L.Y. (2006). Variation de la teneur en résidus de pesticides dans les sols de la zone cotonnière du Burkina Faso. *Journal Africain des Sciences de l'Environnement*, 1: 29–39.
- Sedira N. (2013). Etude de l'adsorption des métaux lourds sur un charbon actif issu de noyau de dates. Mémoire De Master En Chimie Physique Et Analytique, université Mohamed Chérif Massaadia (Souk-Ahras, Algérie), 144p.
- Soudi S. & Hamouma O. (2013). Adsorption d'un colorant basique bleu de méthylène sur une argile acidifié. . . Memoire De Master En Chimie Spécialité: Analyse, Université Abderrahmane Mira - Bejaïa (Bejaïa, Algérie), 73 p.
- Talidi A. (2006). Etude de l'élimination du Chrome et du bleu de méthylène en milieux aqueux par adsorption sur la pyrophyllite traitée et non traitée. Thèse Doctorat, Université Mohammed V (Rabat, Maroc), 66p.
- Tcheka C., Harouna M., Fadeune G.S.S. & Mbarki M. (2015). Kinetic and Equilibrium Studies on Adsorption of Methylene Blue and Methyl orange in Aqueous Solution onto

- Activated Carbon by H₃P₀4 Activation from the Hulls of Vitexdoniana. *International Journal of Innovation and Applied Studies*, 10(1): 101–108.
- Tie-Bi T.A.A. (2020). Evaluation de la contamination des eaux et des sédiments du fleuve Sassandra par les pesticides dans la zone de Guessabo(centre-Ouest de la Côte d’Ivoire. Mémoire De Master En Physique Chimie Option Environnement, Université Jean Lorougnon Guédé (Daloa, Côte d’Ivoire), 60 p.
- Touati A (2010). Préparation d’un charbon actif par pyrolyse de la biomasse : cas du noyau du fruit du néflier. Mémoire De Magister En Génie Des Procédés, université Larbi Ben M’Hidi (Oum El Boughi, Algérie), 141 p.
- Vro-Bi T.P. (2019). Etude expérimentale de l’adsorption du méthyle rouge sur du charbon issu de la coque de la cabosse de cacao. Mémoire De Master En Physique Chimie Option Environnement, Université Jean Lorougnon GUEDE (Daloa, Côte d’Ivoire), 59 p.
- Ware G.W. & Whitacre D.M. (2004). The pesticide Book, 6th Ed. Meister Media Worldwide, Willoughby, Ohio (USA), 496 p.
- Wilma A., Koen B., Inge V.H., Marlen K. & Harold V.V. (1989). Pesticides : composition, utilisation et risques, Edition CTA, Paris (France), 54 p.

Résumé

Ce travail porte sur l'élaboration d'un charbon actif à partir des épiluchures de manioc par activation chimique à l'acide ortho phosphorique (H_3PO_4) à 10 %. La biomasse a été imprégnée ensuite a été carbonisée à 450°C pendant 3 h. La caractérisation du charbon actif obtenu a mis en évidence sa structure microporeuse avec un indice d'iode de 2514,6 mg/g une surface spécifique de 621,45 m²/g et. Les tests d'adsorption du diuron avec ce charbon actif révèlent que le temps d'équilibre est de 40 min, la quantité maximale de diuron adsorbée est estimée à 909,09 mg/g. L'étude de la cinétique a montré que l'adsorption est mieux décrite par le modèle pseudo second ordre avec un coefficient de corrélation de 0,998. Le tracé des isothermes d'adsorption a aussi montré que le processus d'adsorption est parfaitement décrit par les modèles de Langmuir et de Freundlich. Quant aux paramètres thermodynamiques, ils révèlent que le processus d'adsorption est spontané et exothermique.

Mots clés : Adsorption, charbon actif, épiluchures de manioc, diuron

Abstract

This work focuses on the development of activated carbon from cassava peels by chemical activation with 10 % orthophosphoric acid (H_3PO_4). The biomass was impregnated and then carbonized at 450 °C for 3 hours. The characterization of the activated carbon obtained showed the microporous structure with an iodine index of 2514.6 mg/g and a specific surface of 621.45 m²/g. Diuron adsorption tests with this activated carbon show that the equilibrium time is 40 mn, the maximum amount of diuron adsorbed is estimated at 909.09 mg/g. Kinetics study showed that the adsorption is best described by the pseudo second order model with a correlation coefficient of 0.998. The plot of the adsorption isotherms shows that the adsorption process is perfectly described by the Langmuir and Freundlich models. As for the thermodynamic parameters, they reveal that the adsorption process is spontaneous and exothermic.

Key words: Adsorption, activated carbon, cassava peels, diuron