

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE
Ministère de l'enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique
Université Echahid Hamma Lakhdar El oued



Faculté de Technologie

Département: Hydraulique et Génie Civil

MEMOIRE

Présenté en vue de l'obtention du diplôme du Master en Hydraulique

Option: Conception et diagnostic d'AEP et d'assainissement

THEME

Préparation du charbon à partir des déchets agricoles, application dans le traitement des eaux

Dirigé par:

Dr. OUAKOUAK Abdelkader

Dr. BOUCHEMAL Fattoum

Présenté par:

NESRI Souhail

ZINE Nouredine

ABIA Kamel

Promotion: 2020/2021

بِسْمِ اللَّهِ الرَّحْمَنِ الرَّحِيمِ



« REMERCEMENTS »

Nous tenons tout d'abord à remercier Dieu le tout puissant et miséricordieux pour nous avoir donné la force et la patience d'accomplir ce modeste travail.

Louanges et remerciements à ALLAH qui nous a permis aujourd'hui de nous rassembler pour soutenir ce modeste travail.

Nous remercions tout particulièrement notre encadreur le Docteur OUAKOUMAK Abdelkader, Maître de conférences A à l'Université Echahid Hamma Lakhdar, département d'hydraulique et de génie civil, Pour ses efforts énormes et l'intérêt constant dans la réalisation de cette étude, pour ses directions et observations fructueuses.

Enfin j'exprime ma gratitude à l'ensemble des personnes qui ont contribué de près ou de loin à la réalisation de ce mémoire.



Dédicace

*Avant tout, nous remercions Dieu Tout-Puissant qui nous a donné la force
et le courage de mener à bien cet humble travail dans les meilleures
conditions.*

Nous dédions ce mémoire à :

*Nos chères mères, nos chers pères, nos frères, nos épouses et nos enfants, et à
tous les amis et parents qui ont toujours rêvé de nous voir réussir, et à la
mémoire de nos grands-parents et de nos proches, que Dieu les accueillent
dans son vaste paradis.*

Tous ceux qui m'ont soutenu à réaliser ce modeste travail.

Liste des tableaux

PARTIE BIBLIOGRAPHIQUE

CHAPITRE I

Tableau I.1. Quelques familles thérapeutiques des médicaments	6
Tableau I.2 : Les premières entreprises pharmaceutiques et les premières classes thérapeutiques au monde en 2017	6
Tableau I.3: Caractéristiques physico-chimiques du l'ibuprofène	12
Tableau I.4: Rendements d'élimination complémentaire (%) de la filière eau par traitement tertiaire	13

CHAPITRE II

Tableau II.1: Comparaison entre les deux types physique et chimique.....	18
Tableau II.2: Caractéristiques morphologiques des principaux adsorbants industriels	20
Tableau II.3: Caractéristiques des principaux adsorbants industriels	29
Tableau II.4: Les différents types de charbon actif	31
Tableau II.5: Comparaison entre les deux modes d'activation	33

PARTIE EXPERIMENTALE

CHAPITRE I

Tableau I.1: Données de la courbe d'étalonnage pour le dosage du l'ibuprofène	45
--	----

CHAPITRE II

Tableau II.1: Propriétés texturales du charbon préparé	50
Tableau II.2: Paramètres du modèle de Langmuir de l'adsorption de l'IBR par SB600	56
Tableau II.3: Paramètres du modèle de Freundlich de l'adsorption de l'IBR par SB600	57
Tableau II.4 : Constantes des différents modèles de la cinétique d'adsorption de l'IBR sur SB600	58

Annexe

Tableau I.1: Conditions et résultats de l'essai de la cinétique d'adsorption	63
Tableau I.2 : Conditions et résultats de l'essai de l'effet de la concentration initiale en ibuprofène	63
Tableau I.3: Conditions et résultats de l'essai de l'effet du pH	64
Tableau I.4: Modélisation d'isotherme d'adsorption de l'ibuprofène sur SB600 par l'équation de Langmuir	64
Tableau I.5: Résultats de modélisation d'isotherme d'adsorption du l'ibuprofène sur SB600 par équation de Freundlich	64

Liste des figures

PARTIE BIBLIOGRAPHIQUE

CHAPITRE I

Figure I.1 : Les différentes sources de contamination du milieu aquatiques par les médicaments	9
---	---

CHAPITRE II

Figure II.1: Schéma explicatif de l'adsorption et de la désorption	17
Figure II.2: Les différentes étapes d'adsorption sur un matériau microporeux	19
Figure II.3: Représentation linéaire du modèle cinétique du pseudo premier ordre	22
Figure II.4: Représentation linéaire du modèle cinétique du pseudo second ordre	23
Figure II.5: Représentation linéaire du modèle cinétique de la diffusion intra particule ...	24
Figure II.6: Classification des isothermes d'adsorption	25
Figure II.7 : Isotherme d'adsorption modèle de Langmuir	27
Figure II.8: Isotherme d'adsorption modèle de Freundlich	28
Figure II.9. Représentation bidimensionnelle de l'activation du charbon.....	33
Figure II.10: Diagramme schématique de processus de la production du charbon actif	34
Figure II.11: Représentation de la structure poreuse du charbon actif	35
Figure II.12: Structures possibles des fonctions de surface dans le charbon	36

PARTIE EXPERIMENTALE

CHAPITRE I

Figure I.1: Etapes de préparation de Biochar à partir de sciure de bois	41.
Figure I.2: Matériels utilisés pour broyage, séchage et pour calcination	41
Figure I.3: Spectrophotomètre infrarouge IRAfinity-1 (Shimadzu)	44
Figure I.4: Exemple de la courbe d'étalonnage préparée pour le dosage de l'ibuprofène	45
Figure I.5: Dispositif expérimental utilisé pour les tests d'adsorption	46

CHAPITRE II

Figure II.1: Isotherme d'adsorption de CO ₂ du charbon SB600	49
Figure II.2: Détermination du pH _{PZC} du charbon préparé (SB600)	50
Figure II.3: Image MEB de l'échantillon SB600	51
Figure II.4: Spectre infrarouge de l'échantillon SB600	52

Figure II.5: La quantité de l'ibuprofène adsorbée en fonction du temps d'agitation	53
Figure II.6: Isotherme expérimentale d'adsorption du l'ibuprofène sur le biochar SB600	54
Figure II.7: La quantité adsorbée de l'ibuprofène en fonction du pH	55
Figure II.8: Modélisation d'isotherme d'adsorption du l'ibuprofène sur SB600 par équation de Langmuir	56
Figure II.9: Modélisation d'isotherme d'adsorption du l'IBR sur SB600 par l'équation de Freundlich	57
Figure II.10: Modélisations de l'isotherme d'adsorption de l'IBR par SB600	58

LISTE DES ABREVIATIONS

- **a** : Capacité d'adsorption à la saturation (mg.g^{-1}).
- **Abs** : Absorbance.
- **b**: Coefficient d'adsorption (L.mg^{-1}).
- **B_t** et **A** : Sont des constantes d'isotherme de Temkin.
- **C₀** : Concentration initiale de l'adsorbat (mg/L).
- **CA** : Charbon actif.
- **C_d** : L'ordonné à l'origine (mg/g).
- **C_e** : Concentration à l'équilibre de l'adsorbat (mg/L).
- **C_e** : Concentration à l'équilibre des ions métallique (mg/l).
- **C_e** : La concentration du substrat en adsorbat à l'équilibre ($\text{L}^{-1}.\text{mg}$).
- **C_e** : La concentration résiduelle à l'équilibre (mg/l)
- **C_t** : Concentration résiduelle du l'ibuprofène au temps t (mg/L).
- **HCl** : L'acide chlorhydrique.
- **IBR** : L'ibuprofène.
- **IR** : Spectroscopie infrarouge.
- **K** : Constante de vitesse de la cinétique d'adsorption.
- **K₁** : La constante de vitesse d'adsorption.
- **k₁**: Constante de vitesse pour une cinétique de pseudo premier ordre (min^{-1}).
- **K₂**: Constante de vitesse d'adsorption de pseudo-second ordre (g/mg.min).
- **K_d**: Constante de vitesse de diffusion dans les pores ($\text{mg/g. min}^{1/2}$).
- **KE(L.mg-1)** : Constante d'Elovich.

- **K_f** : Constante définit la capacité de l'adsorbant quand c'est égal à 1.
- **K_f** et **n** : Constantes de Freundlich.
- **K_i** : La constante de la diffusion intra particulaire (mg/g.min).
- **K_L** : Constante d'équilibre de Langmuir (L.g⁻¹).
- **L** : Langmuir.
- **m** : Masse d'adsorbant (g).
- **MEB** : Microscopie électronique à balayage.
- **n** : Constante indique si l'adsorption est favorable.
- **NaOH** : Hydroxyde de Sodium (Soude Caustique).
- **ng** : Nano gramme.
- **pH** : Potentiel d'Hydrogène.
- **pH_e** : pH à équilibre.
- **pH_i** : pH initial.
- **pH_{PZC}** : pH de point zéro charge.
- **Q_{max}** : Quantité maximale de l'adsorbat adsorbée sur la surface de l'adsorbant à l'équilibre (mg/g).
- **q_e** : Capacité d'adsorption à l'équilibre (mg/g).
- **q_e** : La quantité adsorbé à l'équilibre.
- **q_e** : Quantité adsorbée à l'équilibre (mg/g).
- **q_t** : Capacité d'adsorption au tempst (mg/ g).
- **q_t** : Quantité adsorbée au temps t (mg/g).
- **R** : Constante universelle de gaz (8.314 J/mol.K).
- **R²** : Coefficients de corrélation.

- **SB600** : Biochar de sciure de bois à 600 °C.
- **T** : Température absolue (K).
- **t** : Temps (min).
- **ug** : Micro gramme.
- **V** : Volume de la solution (L).
- **Vi** : La vitesse initiale.
- **α** : La vitesse initiale d'adsorption (mg/g. min).
- **β** : La constante de désorption (g/mg).

Sommaire

REMERCIEMENTS	
Dédicace	
Liste des tableaux	
Liste des figures	
LISTE DES ABREVIATIONS	
Sommaire	
Introduction generale	1

PARTIE BIBLIOGRAPHIQUE

Chapitre I Généralités sur Les substances Pharmaceutiques

I.1.Introduction.....	5
I.2. Généralités sur les composés pharmaceutiques.....	5
I.2.1. Classification.....	5
I.2.2. Production au niveau mondial et national.....	6
I.2.3. Consommation des médicaments	7
I.3. Les résidus médicamenteux dans l'environnement.....	7
I.3.1. Les médicaments dans les milieux aquatiques.....	7
I.3.2. Sources de contamination.....	8
I.3.3. Les effluents hospitaliers.....	9
I.3.4. Les rejets d'usines de fabrication ou de conditionnement de médicaments.....	9
I. 3.5. Consommation animale de médicaments.....	10
I.4. Données de toxicité.....	10
I.5. Généralités sur l'ibuprofène.....	10
I.5.1. Caractéristiques physico-chimiques de l'ibuprofène.....	11
I.5.2. Elimination du l'ibuprofène.....	12
I.5.2.1. Elimination du l'ibuprofène dans des stations d'épuration classiques.....	12
I.5.2.2. Elimination du l'ibuprofène par les nouveaux procédés.....	13
I.6.Conclusion.....	15

Chapitre II Généralités sur l'adsorption

II.1.Introduction.....	17
II.2.Définition.....	17
II.3.Types de l'adsorption.....	18
II.3.1.Adsorption physique.....	18
II.3.2.Adsorption chimique.....	18
II.4. Le mécanisme d'adsorption.....	19

II.5.Capacité d'adsorption.....	20
II.6.Principaux facteurs influençant sur l'adsorption.....	20
II.6.1.Facteurs caractérisant l'adsorbant.....	20
II.6.2.Facteurs caractérisant l'adsorbat.....	21
II.6.3.Les paramètres du milieu.....	21
II.7.Cinétique d'adsorption.....	21
II.7.1.Le modèle de pseudo-premier ordre.....	22
II.7.2.Le modèle de pseudo-second ordre.....	22
II.7.3.Le modèle d'Elovich.....	23
II.7.4.Modèle de diffusion intra-particulaire.....	24
II.8.Isothermes d'adsorption.....	24
II.8.1.Classification des isothermes d'adsorption.....	25
II.8.2.Les modèles des isothermes d'adsorption.....	26
II.9.Généralité sur Les adsorbants.....	28
II.9.1.Définition des adsorbants.....	29
II.9.2.Les critères de choix d'adsorbants industriels.....	29
II.9.3.Les principaux adsorbants industriels.....	29
II.9.4.Les types de charbon actif.....	31
II.9.5.Méthodes de préparation du charbon actif.....	31
II.9.6.Caractérisation des adsorbants.....	34
II.9.7.Régénération de charbon actif.....	36
II.10.Conclusion.....	37

PARTIE EXPERIMENTALE

Chapitre I Matériels et méthodes

I.1. Introduction.....	40
I.2. Préparation des adsorbants.....	40
I.2.1. Préparation physique du charbon actif.....	40
I.2.2. Carbonisation (Pyrolyse).....	40
I.2.3. Lavage.....	41
I.3. Méthodes de caractérisations et analyses des charbons.....	41
I.3.1 Essai du pH de point zéro charge (PHPZC).....	41
I.3.2. Analyse texturale (Adsorption-désorption de l'azote).....	42
I.3.2.1.Surface spécifique (Analyse Brunauer- Emmett-Teller (BET)).....	42
I.3.2.2.Volume microporeux et taille des pores.....	42
I.3.2.3.Estimation des surfaces externes (t plot de De Boer)	42

I.3.2.4. Procédures expérimentales.....	42
I.3.3. Microscopie électronique à balayage (MEB).....	43
I.3.4. Spectrométrie infrarouge (IR).....	43
I.4. Préparation de la solution mère de ibuprofène.....	44
I.5. Mesure des concentrations de ibuprofène.....	44
I.6. Description des essais d'adsorption.....	45
I.7. Conclusion.....	47

Chapitre II Résultats et discussions

II.1 Introduction.....	49
II.2 Résultats de caractérisation du charbon préparé (SB600).....	49
II.2.1 Propriétés texturales.....	49
II.2.2 pH de point zéro charge pHPZC.....	50
II.2.3 L'analyse MEB-EDX d'échantillon de biochar SB600.....	51
II.2.4 Spectroscopie Infrarouge à Transformée de Fourier (IRTF).....	51
II.3 Résultats et discussion des essais d'adsorptions de l'ibuprofène sur (SB600).....	52
II.3.1 Etude de la cinétique d'adsorption.....	52
II.3.2 Etude de l'isotherme d'adsorption.....	53
II.3.2.1. Effet de la concentration initiale de l'ibuprofène.....	53
II.3.3 Etude de l'effet de pH sur l'adsorption de l'ibuprofène.....	54
II.3.4. Modélisation des résultats.....	55
II.3.4.1 Modélisation de l'isotherme d'adsorption.....	55
II.3.4.1.1 Modèle de Langmuir.....	55
II.3.4.1.2 Modèle de Freundlich.....	56
II.3.4.2 Modélisation de la cinétique.....	57
II.4 Conclusion.....	59
Conclusion generale	61
Annexes	63
Références bibliographiques	66
Résumé	71



Introduction

Général

Introduction générale

Le monde a connu une forte croissance démographique couplée au rythme de l'industrialisation et de l'urbanisation de nos sociétés modernes et à une forte augmentation de la demande en eau, la principale ressource de la vie humaine. Ceci s'est accompagné d'une augmentation de la quantité consommée de produits pharmaceutiques, en raison de l'amélioration des soins de santé et à l'industrialisation du domaine agricole. Comme chaque année, des milliers de tonnes sont utilisées des médicaments en médecine humaine et vétérinaire, et à cause de la biologie ou à cause de la négligence des médicaments et de leur élimination inappropriée, une grande partie d'entre eux atteignent les eaux souterraines, de surface et les eaux usées.

Avec la détérioration de la qualité de l'eau et la pollution, l'humanité est entrée dans une course contre la montre afin de maintenir la qualité de l'eau et de la réutiliser. D'autres ont été confrontés au problème de la contamination par des substances plus toxiques, qui sont des substances pharmaceutiques.

Les substances pharmaceutiques sont le nouveau domaine obsédant du secteur de l'eau. En effet, grâce aux progrès de l'analyse physico-chimique et depuis 1976, des traces des substances médicinales et de leurs dérivés ou de leurs métabolites ont été prouvées à l'échelle mondiale, dans différentes masses d'eau, dans les eaux de surface et souterraines, dans les eaux usées et dans le sol, qui constituaient une menace pour la santé mondiale.

La présence de tels composés dans le milieu aquatique provoque des effets néfastes sur les organismes vivants. En plus d'un problème environnemental, on constate une difficulté croissante d'approvisionnement en eau qui incite à la surveillance des ressources en eau, qu'ils soient ou non directement destinés à la consommation humaine.

Les recherches ont montré que l'ibuprofène est présent dans l'environnement à des concentrations allant du nanogramme au microgramme par litre d'eau ou par kilogramme de sol ou de sédiment. Le devenir et la persistance de cette substance dans les environnements aquatiques et terrestres sont intrinsèquement liés aux propriétés physiques et chimiques du médicament et aux conditions environnementales, en général, les résultats d'essais biologiques in vitro ont montré que l'ibuprofène et les médicaments similaires possèdent une toxicité létale et sublétale se produisant à des concentrations de milligrammes à nanogrammes par litre d'eau ou kilogramme de sol dans divers organismes. Des études récentes ont montré que les médicaments peuvent engendrer un risque de toxicité environnementale quasi-mortelle

chez divers organismes aquatiques tels que le jeu, les escargots aquatiques, les lentilles et de nombreuses espèces de bactéries et de poissons.

Dans le même domaine, notre étude vise à éliminer l'ibuprofène des eaux par adsorption sur un biochar préparé au laboratoire à partir de sciure de bois (nommé SB600). Notre mémoire est organisée selon la structure suivante:

La première partie bibliographique comprendra des informations générales sur les produits pharmaceutiques, leur présence dans le milieu aquatique, leur mode de transfert vers l'eau en mettant l'accent sur l'ibuprofène et ses propriétés, et d'autre part un aperçu sur les aspects théoriques d'adsorption qui dépendent du matériau utilisé, cette interprétation vise à montrer la diversité des adsorbants, avec un focus sur l'adsorption sur biochar et les différentes voies de préparation de ce dernier, ainsi que ses propriétés.

La deuxième partie contient les étapes de l'étude expérimentale pour la préparation et l'attribution du biochar à partir de sciure de bois (SB600), ainsi que la préparation de la solution d'ibuprofène et toutes les exigences de l'étude, et elle contient les éléments suivants :

- ✓ Une description générale des différentes méthodes et matériaux utilisés dans nos tests d'étude à l'échelle du laboratoire.
- ✓ Analyses des résultats et caractérisation du biochar (SB600).
- ✓ L'étude de la capacité d'adsorption de l'ibuprofène sur biochar (SB600) en fonction de divers paramètres réactionnels ayant une influence sur l'adsorption :
 - Etude de la cinétique d'adsorption
 - Etude isotherme d'adsorption
 - Etude de l'effet de pH sur l'adsorption
- ✓ Modélisation de la cinétique et de l'isotherme d'adsorption.





Chapitre I

Généralités sur Les substances Pharmaceutiques

I.1. Introduction

Des milliers de tonnes de produits pharmaceutiques sont utilisés en médecine humaine et vétérinaire chaque année pour traiter des symptômes, des maladies, des infections bactériennes, etc. Plusieurs études ont mis en exergue la présence de plus de 80 types de composés pharmaceutiques dans les eaux usées de plusieurs municipalités en Amérique et en Europe. La concentration de ces produits varie du nano gramme (ng) au microgramme (µg) par litre dans les effluents liquides d'eau usée. Actuellement, l'utilisation croissante des médicaments et la disposition inadéquate de ces derniers sont sans aucun doute à l'origine de leur présence dans des écosystèmes.

Dans ce chapitre, nous allons donner un aperçu sur l'origine et les voies de contamination des milieux aquatiques ainsi que le comportement de ces substances et leurs risques sur les écosystèmes.

I.2. Généralités sur les composés pharmaceutiques

Les substances pharmaceutiques sont des molécules utilisées dans l'objectif d'induire un effet biologique favorable à la santé dans l'organisme animal ou humain (BOCALY, 2010). Selon la définition de l'OMS et celle de la Directive européenne, un médicament est toute substance ou composition présentée comme possédant des propriétés curatives ou préventives à l'égard des maladies humaines ou animales.

Un médicament contient une partie responsable de son effet sur l'organisme ciblé, le principe actif, et le plus souvent, une partie inactive fait d'un ou plusieurs excipients (Dangoumau, 2006).

I.2.1. Classification

Il existe de plusieurs façons pour classer les médicaments, selon l'origine, la composition ou la structure chimique, l'action sur l'organisme, la pathologie traitée, (Dangoumau, 2006).

Les classes les plus importantes sont :

- La classification par DCI (dénomination commune internationale), ce classement est basé sur le (ou les) principes actifs formant un médicament. La DCI a servi de base les médicaments génériques.

- La classification par action thérapeutique, on appelle cela les « familles pharmacothérapeutiques », exemple : les neuroleptiques, les anxiolytiques, les hypnotiques, etc. qui font partie de la spécialité ‘psychiatrie’.

Le tableau I.1 regroupe les principales grandes familles de médicaments.

Tableau I.1. Quelques familles thérapeutiques des médicaments (Boucenna, 2019).

Anti-hypertenseurs	Anticancéreux	Anti-coagulants
•Propanolol	•Cyclophosphamide •Ifosfamide	•Warfarine
Analgésiques	Anti-inflammatoires	Antibiotiques
• Aspérine • Paracétamol	•Ibuprofène •Acide salicylique	•Aminosides: Néomycine • β -lactamines: Péniciline •Tétracycline •Sulfamidés
Anti-diabétiques	Antifongiques	Cardiotoniques
•Metformine	•Amphotéricine B •Nystatine	•Hétérosides: Digoxine-Digitoxine

I.2.2. Production au niveau mondial et national

Au niveau mondiale, l'Amérique du Nord continue à dominer la production des médicaments avec 49 % de part du marché en 2017. Les ventes mondiales ont atteint 1085 milliards de dollars durant la même année. L'Afrique a enregistré une croissance remarquable avec 8% du marché mondiale.

Le tableau I.2 récapitule les premières entreprises au monde et les premières classes thérapeutiques établies par l'entreprise IMS Health en 2017.

Tableau I.2. Les premières entreprises pharmaceutiques et les premières classes thérapeutiques au monde en 2017 (IMS Health, 2017).

Entreprise	Part du marché mondiale
NOVARTIS (suisse)	5,5 %
PFIZER (USA)	5,3 %
SANOFI (France)	4,8 %
JOHNSON et JOHNSON (USA)	4,4 %
GILEAD science (USA)	4,4 %
Classe thérapeutique	Part du marché mondiale

Anti TNF	4,6 %
Insulines humaines	4,2 %
Antiviraux (sauf Anti VIH)	3,9 %
Antinéoplasiques-anticorps monoclonaux	3,4 %
Anti VIH	2,9 %

I.2.3. Consommation des médicaments

L'industrie de produits pharmaceutiques regroupe les activités de recherche, de fabrication et de commercialisation des médicaments pour l'utilisation humaine ou vétérinaire. Elle est parmi les industries les plus rentables dans le monde.

Les effets biologiques des médicaments sont bénéfiques pour l'être humain, mais ils sont susceptibles d'avoir des impacts nocifs chez les organismes terrestres et aquatiques. Malgré les connaissances limitées à ce sujet, la prise en compte du principe de précaution est nécessaire afin de gérer adéquatement cette problématique récente.

Les pays industrialisés sont les plus gros consommateurs de produits pharmaceutiques. En effet, l'Europe, l'Amérique du Nord et le Japon représentent environ 80 % du marché mondial.

I.3. Les résidus médicamenteux dans l'environnement

Afin de mieux comprendre les conséquences de l'existence de ces résidus médicaments dans l'environnement, il est important de connaître leurs origines et leurs caractéristiques. Les résidus de médicaments ne se limitent pas exclusivement aux médicaments « finis », retrouvés dans les pharmacies hospitalières et d'officine. En amont, il existe des étapes génératrices de dérivés secondaires ; et, en aval, les métabolites rejetés suite au parcours du principe actif dans le corps humain ou animal. Il faut donc tenir compte de toutes ces substances lors de l'étude de ces composés ([Merceren, 2016](#)).

I.3.1. Les médicaments dans les milieux aquatiques

L'accroissement de la consommation de médicaments résulte de plusieurs facteurs tels que l'amélioration des soins médicaux, l'allongement de l'espérance de vie, le développement des techniques d'analyse chimique, etc.

Il est désormais possible de détecter la présence de nombreux résidus de médicaments dans les eaux, quelle que soit leur faible teneur, et elle est actuellement plusieurs fois inférieure à ce qui pouvait être détecté il y a quelques années ([Pills, 2010](#)).

La découverte de l'existence de molécules pharmaceutiques dans le milieu aquatique remonte aux années 80 du siècle dernier. Il a été confirmé qu'il est présent dans les effluents liquides et les boues des stations d'épuration urbaines, des milieux aquatiques et des sols, dans plusieurs pays à travers le monde. La présence de traces de composés médicamenteux dans l'eau a été découverte en 1976 ([Hignite et Aznaroff, 1977](#)). Ensuite, plusieurs études ont toutes signalé l'existence de substances pharmaceutiques dans des rivières et des nappes phréatiques ([Miège, 2006](#)). Au début des années 2000, les recherches ont indiqué que plus de 80 types de produits pharmaceutiques ont été trouvés dans les eaux usées des stations d'épuration et les eaux de surface ([Heberer, 2002](#)).

I.3.2. Sources de contamination

La durée de vie d'un médicament s'étend de la recherche de substances actives jusqu'à son élimination par le corps. Le médicament peut être un contaminant de l'environnement tout au long de son cycle de vie. Les données publiées sur l'existence des produits pharmaceutiques dans le milieu aquatique ont montré que ces derniers peuvent entrer dans le milieu aquatique via plusieurs voies. Les usines de production des médicaments, les eaux des stations d'épuration, les rejets hôpitaux, et les déchets ménagers représentent les principales voies de transfert de ces substances ([Boucenna, 2019](#)).

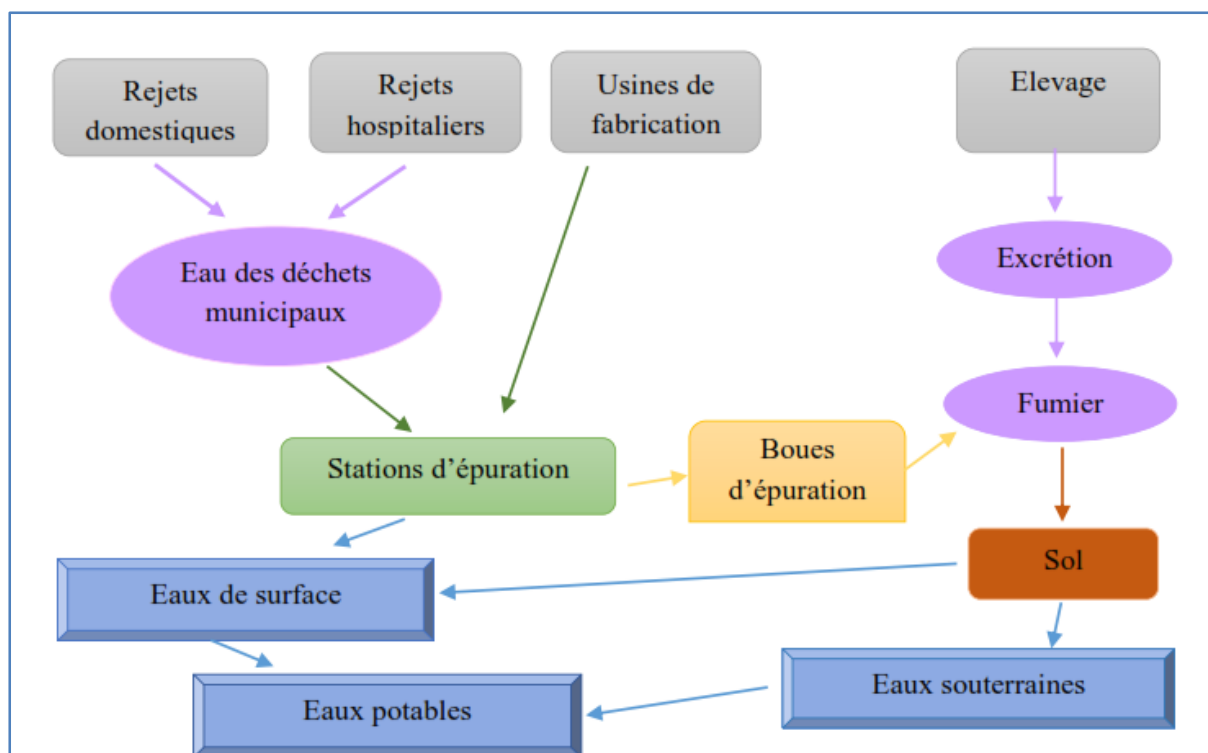


Figure I.1: Les différentes sources de contamination du milieu aquatiques par les médicaments (Boucenna, 2019).

I.3.3. Les effluents hospitaliers

Les concentrations des composés pharmaceutiques dans les eaux usées des hôpitaux sont plus élevées que dans les eaux usées urbaines. Les eaux usées hospitalières peuvent contenir une variété de substances toxiques ou persistantes tels que les composés pharmaceutiques ; leur caractéristique principale est qu'ils n'ont pas besoin de persister dans l'environnement pour causer des effets négatifs, mais plutôt leur introduction en continu dans l'environnement, qui pose beaucoup de problème (BENREDOUANE, 2017).

Les résidus pharmaceutiques et produits de soins sont retrouvés dans les eaux usées urbaines à des concentrations variantes de ng/L au µg/L (Verlicchia et al, 2010).

I.3.4. Les rejets d'usines de fabrication ou de conditionnement de médicaments

Les résidus libérés au cours du processus de fabrication par les industries pharmaceutiques qui constituent le premier maillon du circuit du médicament peuvent atteindre les eaux de surface (ZAIDI, 2017).

I. 3.5. Consommation animale de médicaments

Les produits pharmaceutiques utilisés en médecine vétérinaire, en tant qu'activateurs de croissance et pour d'autres raisons, sont excrétés par les animaux et atteignent le sol, puis les eaux souterraines. Dans le cas de fortes pluies, certains peuvent également être transportés dans les eaux de surface de ruissellement (BOUCENNA, 2019).

I.4. Données de toxicité

Les principaux risques liés à la contamination des milieux aquatiques peuvent être résumés dans deux points :

- ❖ Risque sur les peuplements naturels. Ce type de risque concerne les effets des toxiques sur les écosystèmes.
- ❖ Risque sur la santé humaine liée à l'existence de plusieurs substances chimiques et notamment des médicaments.

En effet, dans l'environnement, les substances pharmaceutiques ne se trouvent pas de manière isolée, mais associées à d'autres contaminants. Il a été montré également que les mélanges de médicaments sont plus dangereux que les substances isolées (Yang et al. 2009). D'autre part, dans le cas de mélanges de polluants en général, la toxicité peut être observée pour des concentrations inférieures aux concentrations sans effet déterminées pour les substances isolées (Backhaus et al. 2000).

Une attention particulière doit être portée sur le groupe des antibiotiques parce qu'ils sont très toxiques pour les bactéries et les autres micro-organismes de l'environnement, mais aussi parce qu'ils peuvent contribuer, dans l'environnement, à l'augmentation du potentiel de résistance des bactéries pathogènes mutantes (LEPRAT, 1999).

Les recherches ont montré que le test MICROTOX révèle une toxicité globale pour les effluents hospitaliers de 5 à 15 fois supérieure à celle d'un effluent urbain classique. Parmi les échantillons à fort pouvoir toxique, environ 20% sont capables de générer une activité génotoxique en particulier pour les rejets du matin, plus concentrés (THEBAULT, 1992).

I.5. Généralités sur l'ibuprofène

L'ibuprofène est un médicament anti-inflammatoire, analgésique et antipyrétique largement utilisé. L'ibuprofène (acide 2-(4-isobutylphényle) propionique) est un médicament appartenant au groupe des dérivés de l'acide propionique (Caviglioli et al, 2002) et utilisé en médecine humaine pour fluidifier le sang et pour traiter des maux de tête, des douleurs

musculaires et menstruelles douloureuses, la fièvre et l'arthrite avec des effets indésirables gastro-intestinal et hématologiques nettement moins que les autres médicaments de la même famille (De Palma et al, 2009).

La formule chimique brute est $C_{13}H_{18}O_2$ avec les proportions des éléments chimiques suivantes : C = 75,69 %, H = 8,8 %, O = 15,51.

Selon les entreprises du médicament, il existe actuellement **49 spécialités** pharmaceutiques contenant l'ibuprofène comme principe actif (LEEM, 2011). Ces spécialités sont disponibles pour différents types d'administration :

- Par voie cutanée (gel, crème);
- Par voie orale (comprimé orodispersible, capsule, comprimé effervescent, gélule, suspension buvable).

I.5.1. Caractéristiques physico-chimiques de l'ibuprofène

Les propriétés physico-chimiques de la molécule de l'ibuprofène sont présentées dans le **Tableau I.3**. Ces caractéristiques sont intéressantes pour comprendre la stabilité et la persistance de ce médicament dans l'environnement.

❖ Le numéro CAS

Ce numéro C.A.S (Chemical Abstract Service) pour l'ibuprofène **15687-27-1**. Ce numéro est un identifiant déterminé par informatique.

❖ La solubilité

Elle détermine la capacité d'un composé à se dissoudre dans un solvant liquide. Ici on compare les molécules par la solubilité dans l'eau à la température de 25°C. L'ibuprofène a une solubilité dans l'eau à 25°C de 21 mg/L.

❖ Le pKa

Il s'agit de l'indication de la constante d'acidité K_a d'un équilibre acido-basique, avec $pK_a = -\log K_a$. Elle détermine la capacité d'un acide à libérer son proton. On utilise généralement le pK_a plutôt que le K_a pour déterminer la force d'un acide. Le pK_a de l'ibuprofène est de 4,54 à 25 °C.

❖ La constante de Henry

La Loi de Henry, formulée en 1803 par William Henry, énonce : « À température constante et à saturation, la quantité de gaz dissous dans un liquide est proportionnelle à la pression partielle qu'exerce ce gaz sur le liquide ». Autrement dit, la concentration maximale d'un gaz en solution, en équilibre avec une atmosphère contenant ce gaz, est proportionnelle à la pression partielle de ce gaz en ce point. Le tableau suivant résume toutes les propriétés physicochimiques de l'ibuprofène.

Tableau I. 3. Caractéristiques physico-chimiques du l'ibuprofène.

Masse Molaire (g/mol)	206,281
Point de fusion °C	75 à 77,5
Solubilité (mg/l) (25°C)	21
pKa (eau, 20°C)	4,52
LogKow	3,44
Pression de vapeur (pascal)	$2,47 \times 10^{-2}$
Constante de Henry (atm/m ³ /mol)	$1,5 \times 10^{-7}$

I.5.2. Elimination du l'ibuprofène

I.5.2.1. Elimination du l'ibuprofène dans des stations d'épuration classiques

L'élimination des polluants pharmaceutiques au niveau des stations d'épuration et dans les unités de traitement d'eau potable a été étudiée ([Buntner, 2008](#)). L'influence du temps de séjour des boues, le temps de séjour hydraulique, la température et la concentration des substances pharmaceutiques spécifiques dans les eaux usées en entrée et sortie de stations d'épuration sont les paramètres recensés pour la comparaison des différentes technologies.

La biodégradation est un processus d'élimination très important dans le traitement des eaux usées. Il peut avoir lieu dans les zones de traitement des boues activées en aérobie et en anaérobie, ou pendant la digestion des boues d'épuration en anaérobie ([Fent, K. et al.2006](#)).

Cette dégradation est réalisée par des micro-organismes et, en général, augmente avec le temps de rétention de l'eau et des boues.

- L'ibuprofène est efficacement éliminé pour un temps de séjour dans les boues compris entre 10 et 20 jours, temps séjour comparable à ceux utilisés pour l'élimination des nutriments.
- Le temps de rétention hydraulique n'influence pas la bonne élimination de l'ibuprofène ;
- L'ibuprofène montre un bon abattement (environ 90 %) pour la majorité des réacteurs étudiés.

I.5.2.2. Elimination du l'ibuprofène par les nouveaux procédés

La performance atteinte par l'utilisation de deux systèmes biologiques, boues activées conventionnelles (BA) et réacteur biologique à biomasse fluidisée (MBBR), pour l'élimination des dix micropolluants d'origine pharmaceutique est presque similaire, grâce à un niveau d'épuration identique.

Les réductions quantitatives sont variables et atteignent en moyenne sept substances thermogéniques à seulement 24% (carbamazépine, sulfaméthoxazole, propranolol, aténolol, diclofénac, éconazole, acide salicylique). Les trois autres composés, qui sont bien éliminés en traitement biologique (paracétamol, kétoprofène et ibuprofène).

L'efficacité d'élimination des produits pharmaceutiques dans les stations d'épuration équipées de divers traitements tertiaires est élevée ([Jean-Marc Chonbert et al. 2011](#)). Le tableau I.4 montre les résultats d'élimination des produits pharmaceutiques dans différentes filières de traitement.

Tableau I.4: Rendements d'élimination complémentaire (%) de la filière eau par traitement tertiaire

Traitement préliminaires			Traitement avancé		
Traitement tertiaire	Filtration sur sable	Décantation rapide	Osmose Inverse	Ozonation	Filtration sur Charbon Actif
> 70%	30-70%	30-70%	> 70%	> 70%	> 70%

Il a été confirmé que les procédés de traitement avancés permettent d'aboutir une élimination satisfaisante des résidus pharmaceutiques, sans les éliminer complètement.

❖ L'ozonation

Le taux d'élimination des composés pharmaceutiques (paracétamol, kétoprofène et ibuprofène) dans une filière de traitement biologique est en moyenne de 96% (Ternes, T.A. et al. 2002). Le bio traitement combiné à une forte teneur en ozone élimine les composés pharmaceutiques de l'eau avec de faibles doses d'ozone. Un rendement moyen de 92 % est mesuré sur la moyenne des composés pharmaceutiques dissous, par rapport aux 24 à 45 % obtenus avec la bio remédiation seule.

Le passage à une dose d'ozone de 1,30 g3/g COD augmente la réduction moyenne des polluants fins de 6 %. Cette efficacité n'est pas améliorée par l'augmentation de la dose d'ozone.

❖ Rayonnements UV

L'activation de peroxyde d'hydrogène par des rayons ultraviolets (Uv) est utilisée lors du traitement tertiaire pour épuration des eaux usées (Casellas, C. et al. 2010). Mais ces techniques ont un inconvénient elles sont énergivores en termes de consommables.

Raphael Janssens a montré que certains médicaments ne sont pas biodégradables et résistent aux traitements conventionnels, ajoutant que l'eau doit ensuite subir un traitement d'oxydation avancé. Il est lié à la production de radicaux libres (OH°) qui vont dégrader les molécules polluantes. En effet, grâce à leur haut pouvoir oxydatif, ces radicaux libres s'attaquent à toute matière organique présente dans l'eau comme les médicaments, mais aussi hormones, pesticides, nicotine, caféine, etc.

❖ Les charbons

Les matériaux carbonés sont capables d'absorber un grand nombre de micropolluants, notamment pharmaceutiques, et c'est une substance qui entre fortement dans le domaine de la purification (Shin et al, 2021).

De par sa porosité, c'est un composé très absorbant dans les grains, le charbon de bois favorise le développement de la biomasse bactérienne qui participe à la décomposition de la matière organique. De cette façon, il peut réduire les résidus de médicaments par adsorption et biodégradation. L'efficacité de ce procédé pour l'ibuprofène est assez conséquente, avec plus de 85% d'élimination par charbon.

I.6. Conclusion

Dans ce chapitre, nous introduisons quelques concepts pour mieux comprendre les points suivants :

- ✓ La présence de résidus de médicaments dans l'eau peut entraîner des risques toxiques pour les animaux et les humains.
- ✓ L'ibuprofène est un anti-inflammatoire de propriétés acides faibles et fait partie des médicaments les plus utilisés.
- ✓ L'élimination de l'ibuprofène se fait dans un délai de 10 à 20 jours dans les stations d'épuration.
- ✓ Des procédés de purification avancés (ozone, rayonnement ultraviolet et adsorption) peuvent donner de meilleurs résultats.



Chapitre II

Généralités sur

L'adsorption

II.1. Introduction

Les charbons actifs sont des solides caractérisés par une grande surface spécifique grâce à un réseau très développé de pores appelés micropores. Cette caractéristique essentielle lui confère de grands intérêts dans l'industriel ou bien dans le domaine technologique. Il est utilisé dans la séparation des composés minéraux, organiques ou dans la purification des solutions liquides par extraction de polluants, dans les traitements des eaux, ou bien encore au raffinage des sucres, et surtout pour la récupération des métaux précieux.

Au cours de ce chapitre, nous allons donner un aperçu théorique sur les propriétés du charbon actif. Nous allons ainsi définir le phénomène d'adsorption en citant ses types et ses applications, et les facteurs qui affectent le rendement d'adsorption et l'équilibre d'adsorption.

II.2. Définition

Nous utilisons le phénomène d'adsorption dans l'élimination de nombreux composés toxiques tels que les produits pharmaceutiques dans l'environnement spécialement conçu pour traiter les eaux usées et de l'air.

L'adsorption, à ne pas confondre avec l'absorption, est un phénomène de surface par lequel des molécules de gaz ou de liquide se fixent sur les surfaces solides des adsorbants. Les molécules ainsi adsorbées constituant l'adsorbat. D'une manière plus ou moins réversible par des interactions physiques et/ou chimiques. Selon qu'il s'agit d'un liquide ou d'un gaz en contact avec l'adsorbant on distingue : l'adsorption solide-liquide (cas de notre étude) et l'adsorption solide-gaz.

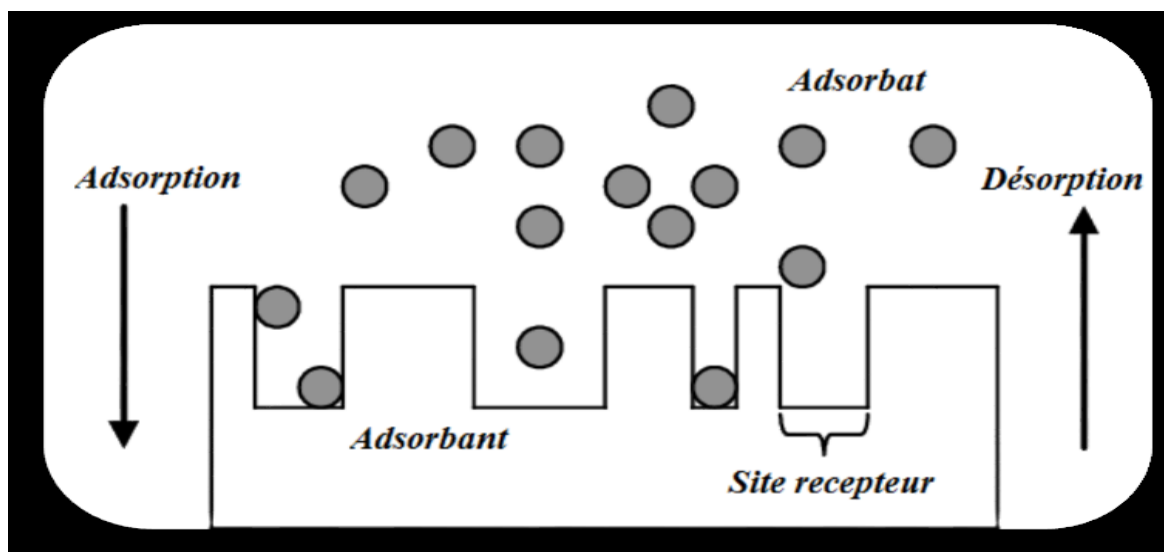


Figure II.1: Schéma explicatif de l'adsorption et de la désorption.

II.3. Types de l'adsorption

L'adsorption peut être classée en deux familles selon la nature des interactions entre les molécules du soluté (adsorbat) et la surface de l'adsorbant :

- L'adsorption physique
- L'adsorption chimique

II.3.1. Adsorption physique

Physisorption résulte des forces d'interactions physiques. Ces forces attractives sont de type électrostatiques (Van Der Waals), Elle se produit sans modification de la structure moléculaire.

L'adsorption physique est un phénomène instantané se caractérise par :

- Se produit à des températures basses.
- Les molécules s'adsorbent sur plusieurs couches (multicouches).
- Energie d'adsorption faible, Les molécules se déplacer librement à l'interface.
- La physisorption est rapide et réversible.

II.3.2. Adsorption chimique

L'adsorption chimique résulte d'une profonde modification de la répartition des charges électroniques de la molécule adsorbée : les forces de liaison entre la molécule adsorbée et la surface de l'adsorbant sont du même type que celles qui sont impliquées lors de la formation des liaisons chimiques. Elle met donc en jeu une chaleur d'adsorption assez grande, en général supérieure à 80 kJ mol^{-1} , et elle se fait parfois avec une énergie d'activation. Ces interactions sont spécifiques et difficilement réversibles et elle se fait en une couche mono moléculaire.

Le **tableau II.1** suivant regroupe les différences entre la chemisorption et la physisorption.

Tableau II.1: Comparaison entre les deux types physique et chimique.

Propriété	Chimisorption	Physisorption
Température du Phénomène	Plus élevée.	Elevée.
Force attractive : liaisons (adsorbant-adsorbat)	Liaison de type covalente avec un caractère ionique plus ou moins prononcé.	Nature physique : liaison Van Der Waals.

Spécification	L'adsorption dépend de l'adsorbant et l'adsorbat.	Tous les adsorbats à une affinité pour les adsorbants.
Désorption	Difficile.	Adsorption facile à éliminer (P et T).
Energie d'activation	Nécessite en générale.	Ne nécessite pas.
Cinétique d'adsorption	Très lente.	Très rapide.
Epaisseur de la couche Adsorbée	Souvent une monocouche.	Entre une ou plusieurs couches superposées.

II.4. Le mécanisme d'adsorption

le phénomène de fixation de l'adsorbat sur la surface du matériau solide passe par trois étapes principale (**Figure II.2**).

- ✓ **Diffusion externe** : cette étape correspond la diffusion de l'adsorbat vers la surface externe de l'adsorbant à travers le film liquide (étape rapide).
- ✓ **Diffusion interne** : dans cette étape, les particules se déplacent de la surface externe de l'adsorbant vers les sites actifs en remplissant les pores (étape lente).
- ✓ **Diffusion de surface** : dans cette étape, les molécules sont fixées sur surface des pores de l'adsorbant, la molécule est considérée comme immobile (étapes très rapide).

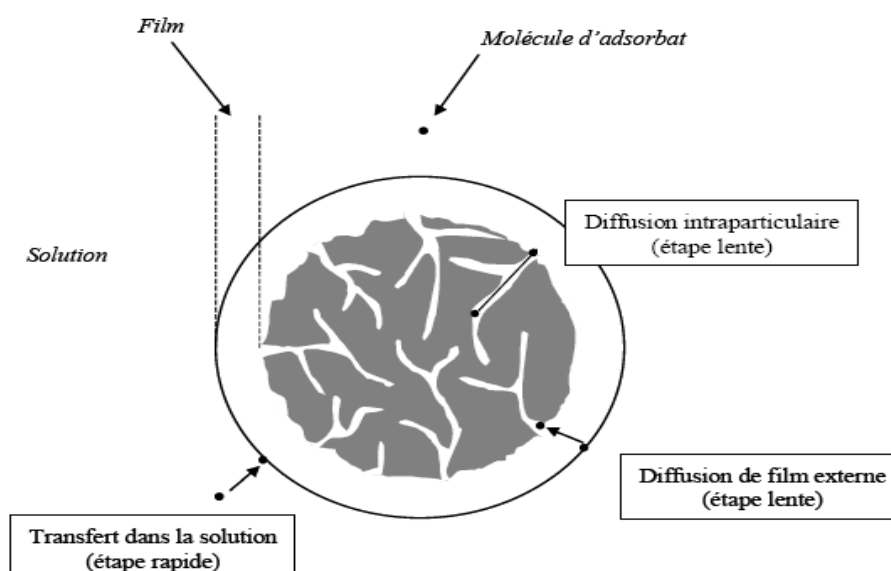


Figure II.2: Les différentes étapes d'adsorption sur un matériau microporeux.

II.5. Capacité d'adsorption

La capacité d'adsorption c'est la quantité de substrat (masse ou volume) adsorbée par unité de poids d'adsorbant. Elle dépend de nombreux paramètres tel que : concentration initial, taille des particules, surface spécifique, temps d'agitation, vitesse, pH, température, etc. Elle peut être généralement exprimée par la relation suivante :

$$Q_e = (C_0 - C_e) \frac{v}{m}$$

- **V** : volume de la solution (L)
- **m**: masse d'adsorbant (g)
- **C₀** : concentration initiale de l'adsorbat (mg/L)
- **C_e** : concentration à l'équilibre de l'adsorbat (mg/L).

II.6. Principaux facteurs influençant sur l'adsorption

La rendement d'adsorption reliée avec plusieurs facteurs tel que :

- ✓ Les facteurs d'adsorbant (surface spécifique, granulométrie, fonctions de surface, porosité,).
- ✓ Les facteurs de l'adsorbat (concentration, solubilité, taille des molécules, fonctions chimiques présentes, compétition entre les différentes molécules...).
- ✓ Les paramètres du milieu comme le temps d'agitation, température du milieu, pH de solution, vitesse d'agitation.

II.6.1. Facteurs caractérisant l'adsorbant

- ❖ **Surface spécifique** : est la surface de l'adsorbant par unité de masse (m^2/g). La relation entre la surface spécifique et la capacité d'adsorption est proportionnel, lorsque la surface spécifique est grande, la quantité de soluté adsorbé sera grande, elle exprimé par (m^2/g).

Tableau II.2: Caractéristiques morphologiques des principaux adsorbants industriels.

adsorbant	Surface spécifique ($m^2.g^{-1}$)	Taille des pores (nm)	Porosité interne
Charbon actif	400 à 2000	1.0 à 4.0	0.4 à 0.8
Zéolithes	500 à 800	0.3 à 0.8	0.3 à 0.4
Gels de silice	600 à 800	2.0 à 5.0	0.4 à 0.5
Alumines activées	200 à 400	1.0 à 6.0	0.3 à 0.6

- ❖ **Porosité** : ou la distribution poreuse est liée à la répartition de la taille des pores, elle reflète la structure interne des adsorbants microporeux.
- ❖ **Taille de l'adsorbant** : généralement, si la taille des particules de l'adsorbant est petite, la possibilité de contact entre les particules de l'adsorbant et la surface de matériau est grande, donc la rétention du substrat adsorbé sera plus importante.

II.6.2. Facteurs caractérisant l'adsorbant

- ❖ **Taille des molécules** : l'effet de la taille des molécules de l'adsorbant peut être se faire sur leur disposition à la surface du solide. Cette disposition peut influencer sur l'opération d'adsorption.
- ❖ **Nature de l'adsorbant** : l'efficacité d'adsorption dépend de :
 - La taille et la structure de la molécule (adsorbant).
 - La solubilité a une relation inverse avec le rendement d'adsorption.
 - La concentration des adsorbants dans la phase liquide.

II.6.3. Les paramètres du milieu

- ❖ **Température** : généralement l'adsorption chimique est un processus endothermique, pour cela elle favorise des températures plus élevée, par contre l'adsorption physique est un processus exothermique, donc elle s'effectue à des basses températures. Alors il faut d'abord fixer la température du processus dès le départ.
- ❖ **Solubilité** : la solubilité d'un adsorbant joue un rôle important lors de son adsorption. Plus la solubilité est grande, plus faible sera l'adsorption.
- ❖ **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'adsorbant ainsi que le mécanisme d'adsorption. La charge de la surface de l'adsorbant dépend étroitement du PH de la solution.

II.7. Cinétique d'adsorption

Étude cinétique de l'adsorption permet l'amélioration et la mise en œuvre d'un processus industriel basé sur le principe de l'adsorption. Elle permet de déterminer la quantité de soluté adsorbé en fonction de temps.

De nombreux facteurs affectent la vitesse d'adsorption du soluté, notamment la nature de l'adsorbant, l'adsorbant, ainsi que la vitesse et le temps d'agitation. A cet effet, Il y a certain nombre de modèles de la cinétique d'adsorption tels que le modèle de [Lagergren](#) (modèle de

pseudo-premier ordre), le modèle de pseudo-second ordre et le modèle de la diffusion intra-particulaire.

II.7.1. Le modèle de pseudo-premier ordre

L'équation de pseudo-premier ordre est donnée à partir du modèle proposé par Lagergreen (1898) exprimé par la relation suivant :

$$\frac{dq_t}{dt} = k_1(q_e - q_t)$$

Où :

- **k₁** : constante de vitesse (min⁻¹).
- **q_e** : quantité adsorbée à l'équilibre (mg/g).
- **q_t** : quantité adsorbée au temps t (mg/g).

L'intégration de l'équation précédente avec les conditions initiales q_t = 0 à t = 0 donne :

$$q_t = q_e(1 - \exp(-k_1 t))$$

La linéarisation de l'équation précédente donne :

$$\ln(q_e - q_t) = \ln q_e - k_1 t$$

La représentation graphique de Ln(q_e-q_t) en fonction du temps t permet de calculer la quantité adsorbée à l'équilibre **q_e** et la constante de vitesse d'adsorption **K₁**.

Ce modèle permet de décrire les phénomènes ayant lieu lors des premières minutes du processus d'adsorption.

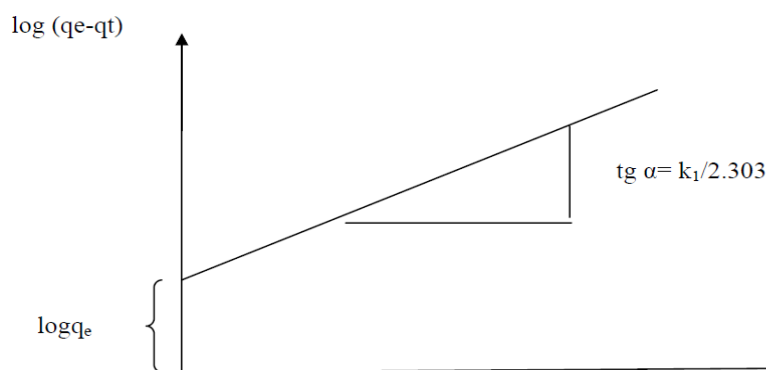


Figure II.3: Représentation linéaire du modèle cinétique du pseudo premier ordre

II.7.2. Le modèle de pseudo-second ordre

Ce modèle est utilisé dans l'absorption d'un grand nombre de polluants et de divers matériaux adsorbants. Contrairement au modèle précédente.

Le modèle pseudo-second-ordre est donné par l'expression suivante.

$$\frac{dq}{dt} = K_2(q_e - q_t)^2$$

Où

- K_2 : constante de vitesse d'adsorption de pseudo-second ordre (g/mg.min).
- q_e : quantité adsorbée à l'équilibre (mg/g).
- q_t : quantité adsorbée au temps t (mg/g).
- t : temps (min).

La linéarisation de l'équation précédente donne :

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{K_2 \cdot q_e^2} + \frac{1}{q_e} t$$

On trace $t/q_t = f(t)$, on obtient une droite qui donne K_2 et q_e .

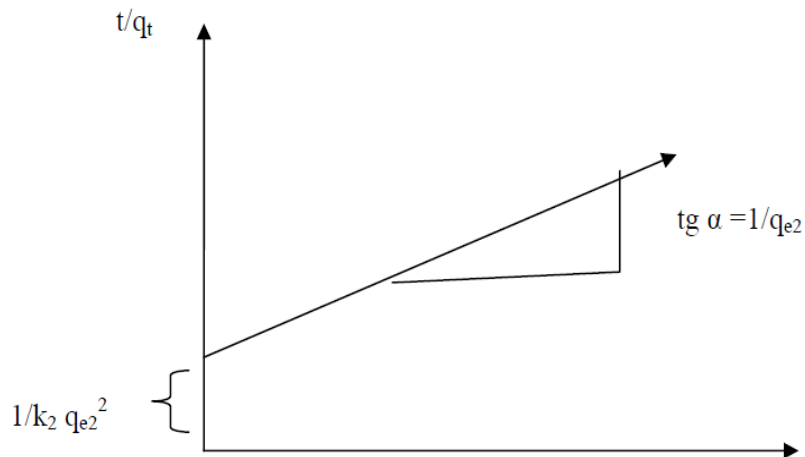


Figure II.4: Représentation linéaire du modèle cinétique du pseudo second ordre.

vitesse initiale V_i d'adsorption et calculer à partir des constantes de vitesse K_2 selon l'équation suivante:

$$V_i = K_2 + q_e^2$$

II.7.3. Le modèle d'Elovich

Largement utilisé pour la modélisation de l'adsorption des gaz sur les adsorbants solides. Elle peut être exprimée par

$$\frac{dq}{dt} = a \exp(-\beta q t)$$

Où :

- a : la vitesse initiale d'adsorption (mg/g. min).
- β : la constante de désorption (g/mg).

Pour simplifier l'équation d'Elovitch, il est supposé que $\alpha \cdot \beta \cdot t \gg 1$ et que $q_t = 0$ à $t = 0$, donc on obtient :

$$qt = \beta \ln (\alpha \beta) + \beta \ln (t)$$

II.7.4. Modèle de diffusion intra-particulaire

Le modèle de la diffusion intra-particulaire permet d'identifier le mécanisme l'adsorption, est généralement caractérisé par les étapes suivant : le transport de soluté, la diffusion du soluté et l'adsorption de soluté.

L'équation de Weber et Morris est donnée par:

$$Q = K_d \cdot t^{1/2} + C_d$$

- K_d : Constante de vitesse de la diffusion dans les pores (mg/g. min^{1/2}).
- C_d : l'ordonnée à l'origine (mg/g).

La représentation de $q = f(t^{1/2})$ est une droite avec une pente égale à K_d .

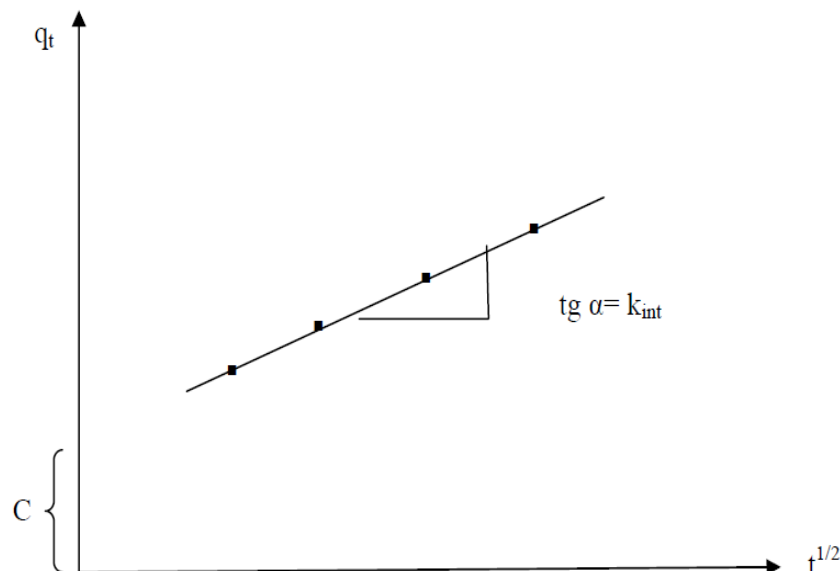


Figure II.5: Représentation linéaire du modèle cinétique de la diffusion intra particule

II.8. Isothermes d'adsorption

Une isotherme d'adsorption est décrit la relation entre la variation de la quantité adsorbée Q_e (mg/g) en fonction de la concentration initiale C_e (mg/L) $Q_e = f(C_e)$, à une température donnée, Lorsque la concentration d'adsorption dans la solution reste constante, c'est-à-dire la capacité d'adsorption maximale, à appeler quantité d'adsorption l'équilibre.

La forme de la courbe nous donne l'idée que l'adsorption monocouche ou multicouche, les interactions entre molécules adsorbées ou non adsorbées, Il existe différents profils d'isothermes d'adsorption a été développé par différents chercheurs.

II.8.1. Classification des isothermes d'adsorption

Gilles et al. (1960) ont proposé les modèles d'adsorption, dont lesquels quatre types particuliers sont maintenant employés comme les quatre formes principales d'isothermes généralement observées, cette classification prend en considération un certain nombre d'hypothèses :

- ✓ La présence d'une compétition d'adsorption entre le soluté et le solvant (rétention du solvant sur les mêmes sites d'absorption du soluté).
- ✓ Les sites actifs de surface du solide diminuent quand la quantité adsorbée augmente.
- ✓ Lors de l'absorption des molécules peut indiquer l'orientation des molécules sur la surface verticalement ou horizontalement
- ✓ Les interactions attrayantes ou répulsives entre molécules adsorbées se manifestent clairement dans le phénomène d'adsorption.

Ces classes sont représentées sur (la figure II.6).

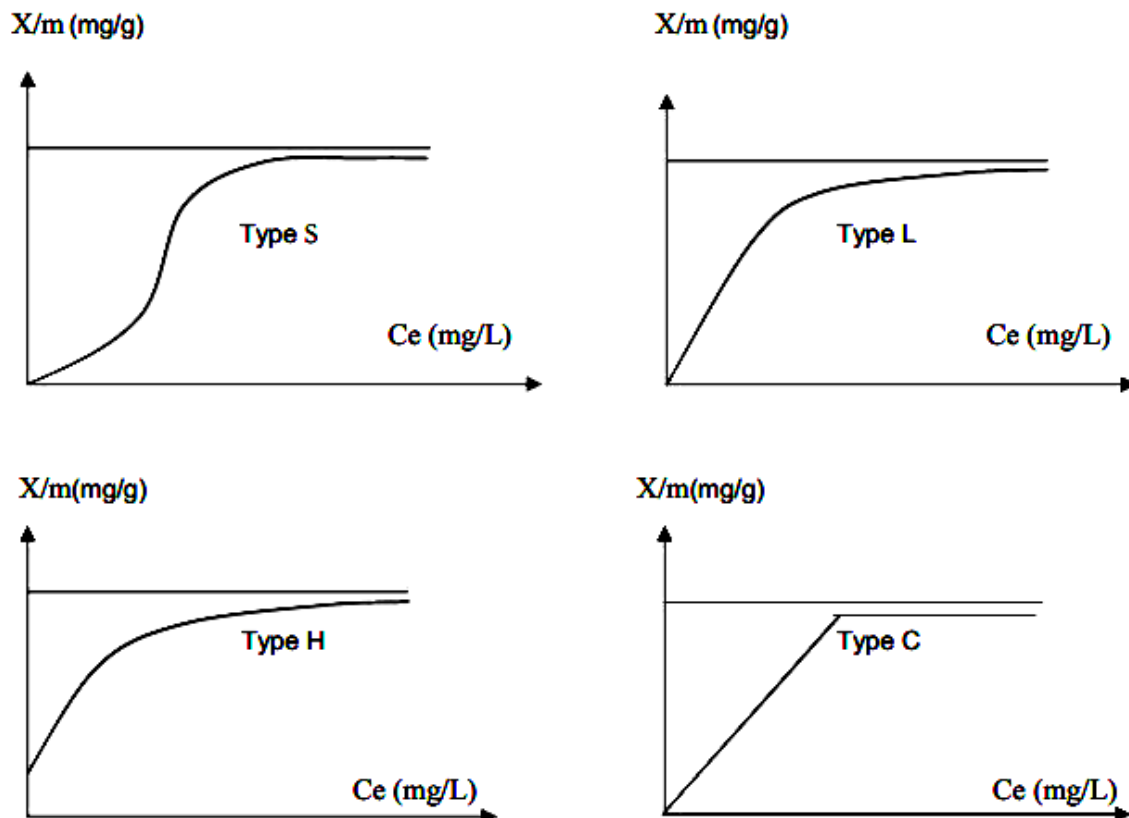


Figure II.6: Classification des isothermes d'adsorption (Khemakhem, 2005)

Les courbes de Types S : cette courbe présentent une cavité tournée vers le haut, s'obtiennent lorsqu'une croissance de l'adsorption avec la concentration de l'adsorbât, elle est aussi caractérisée par de faibles forces d'attraction entre les molécules adsorbées.

Les isothermes de type L : (dites de Langmuir), cette courbe présente une cavité tournée vers le bas, indique une diminution des sites libres lorsque l'adsorption est importante, elle présente aux faibles concentrations de la solution, ils sont les plus couramment utilisés.

Les courbes de type H : cette courbe présente une partie presque verticale, Ce type d'adsorption est obtenu lorsque le soluté possède une grande affinité avec l'adsorbant (Hamouch, 2013).

Les courbes de type C : correspond à un isotherme linéaire, dans ce type la droite passe par l'origine montre que le nombre de sites libres reste constant au cours de l'adsorption ce. Il est obtenu lorsqu'il y a compétition entre le solvant et le soluté pour occuper les sites active. (Benarima et Kouadri, 2017).

II.8.2. Les modèles des isothermes d'adsorption

Les isothermes montrent la relation entre la concentration initiale du soluté en solution (adsorbat) et la quantité adsorbée par unité de masse, à une température constante. De nombreuses modélisation existent (simple ou complexe) mais le plus souvent utilisés dans la littérature sont les isothermes de Langmuir et de Freundlich.

❖ Isotherme de Langmuir

C'est le module le plus simple pour décrire l'adsorption, elle permet de déterminer la capacité maximale et la constante de vitesse d'adsorption.

Le développement de la représentation de **LANGMUIR**, pour une isotherme d'adsorption chimique, repose sur un certain nombre d'hypothèses :

- ✓ L'adsorption est localisée et ne donne lieu qu'à la formation d'une monocouche.
- ✓ La surface de l'adsorbant est uniforme et contenant un nombre fini de sites identiques.
- ✓ La réaction est réversible.
- ✓ Chacun de ces sites peut adsorber une seule molécule.
- ✓ Il n'y a pas d'interaction entre les molécules adsorbées

L'isotherme est représentée par l'équation suivante :

$$q_e = \frac{(q_m \cdot b \cdot C_e)}{(1 + b \cdot C_e)}$$

Avec :

- ✓ q_e : Quantité de soluté adsorbée à l'équilibre (mg.g^{-1}) .
- ✓ C_e : Concentration de l'adsorbat à l'équilibre (mg.L^{-1}) .
- ✓ a : Capacité d'adsorption à la saturation (mg.g^{-1}) et qui correspond à la formation d'une monocouche (c'est aussi le nombre de sites actifs par unité de masse de la phase solide).
- ✓ B : coefficient d'adsorption (L.mg^{-1}), c'est également la constante d'adsorption spécifique de l'adsorbat sur l'adsorbant. Cette constante est liée à la température et au système adsorbant adsorbat.
- ✓ $a \cdot b = K_L$: constante d'équilibre de Langmuir (L.g^{-1}).

La linéarisation de l'équation conduit à l'équation suivante :

$$\frac{1}{Q_e} = \frac{1}{C_e \cdot a \cdot b} + \frac{1}{a}$$

a et **b**: Les valeurs des constantes peuvent être calculées graphiquement comme le montre la courbe de cette figure **Figure II.7**.

$Q_e = f(C_e)$, qui n'est rien d'autre que l'adsorption maximale.

Cependant celle-ci est moins précise que la méthode basée sur la linéarisation.

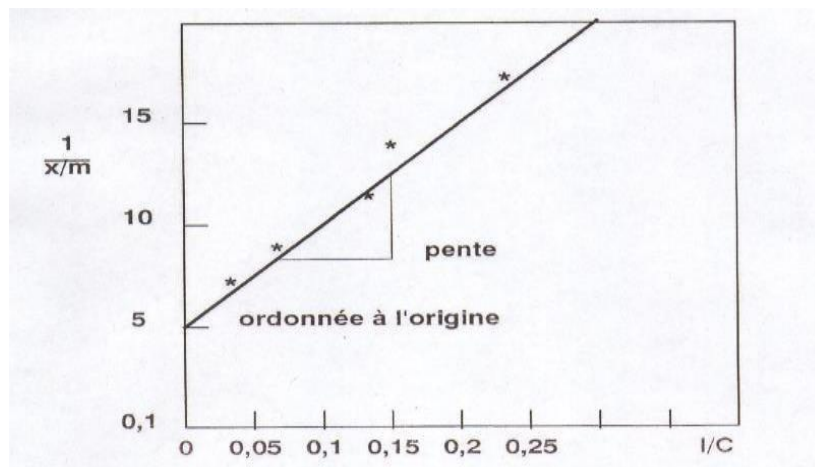


Figure II.7: Isotherme d'adsorption : modèle de Langmuir

❖ Isotherme de Freundlich

Dans cette module caractériser par la surface de l'adsorbant est hétérogène, le nombre de sites susceptibles d'adsorber le soluté est illimité, les molécules adsorbées forment une multicouche et possibilité d'interactions entre les molécules adsorbées. Ce modèle est représenté par une équation à deux paramètres (K_f et n).

L'équation de Freundlich s'écrit sous la forme :

$$Q_e = K_f \cdot C_e^n$$

- **Q_e**: la capacité d'adsorption à l'équilibre en (mg. g⁻¹)
- **C_e** : la concentration du substrat en adsorbat à l'équilibre (L⁻¹.mg).
- **k_f** et **n**, constantes de Freundlich.

Les deux paramètres de Freundlich **K_f** et **n** peuvent être déterminés expérimentalement par le passage au logarithmique de l'expression précédente pour donner :

$$\text{Log } Q_e = \text{Log } K_f + n \text{ Log } C_e$$

La représentation graphique donne une droite de pente 1/n et d'ordonnée à l'origine LnK. Ces deux paramètres définissent des termes liés à l'intensité de l'adsorption et à la capacité de l'adsorbant. L'extrapolation de cette équation pour $C_e = C_0$, à condition que C_0 est constante (concentration initiale en soluté), donne la capacité ultime d'adsorption ($q_{\max}$) dans le domaine de concentration étudié

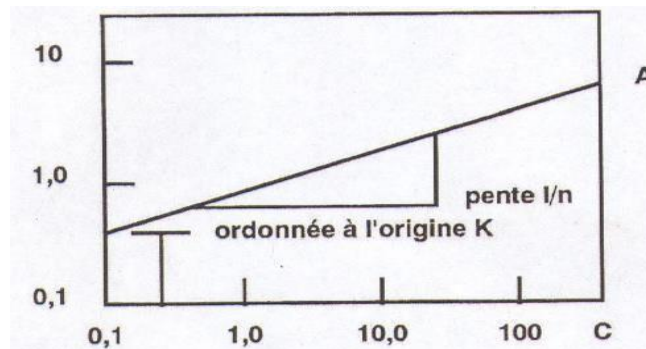


Figure II.8: Isotherme d'adsorption : modèle de Freundlich :

❖ Isotherme de Temkin

L'isotherme de Temkin est caractérisée par :

- ✚ La chaleur d'adsorption de toutes les molécules dans la couche décroît linéairement avec le recouvrement dus à des interactions adsorbant-adsorbat.
- ✚ Distribution uniforme des énergies de liaison en surface.

Ce modèle a été présenté par l'équation suivante :

$$q_e = \frac{RT}{bt} \cdot \ln(A C_e)$$

Avec :

- **bt** et **A** sont des constantes d'isotherme de **Temkin**.
- **R**: Constante universelle de gaz (8.314 J/mol. K).
- **C_e**: Concentration à l'équilibre des ions métallique (mg/l).
- **T** : Température absolue (K).

II.9. Généralité sur Les adsorbants

II.9.1. Définition des adsorbants

Les adsorbants sont des solides microporeux présentant des surfaces par unité de masse importantes (de 100 m²/g jusqu'à ou plus de 1000 m²/g). Il y a grand nombres des adsorbants, certain ont une origine organique comme les charbons actifs..., et d'autres sont d'origine minérale telles que les argiles, les gels de silice et des adsorbants à base de polymère.

II.9.2. Les critères de choix d'adsorbants industriels

Les adsorbants utilisés dans les procédés de traitement doivent répondre à plusieurs critères comme :

- ✓ Bonne capacité d'adsorption.
- ✓ Efficace.
- ✓ Sélectivité élevée.
- ✓ Résistance physique.
- ✓ Inertie chimique.
- ✓ Être facile à renouveler et à utiliser à nouveau.
- ✓ Peu couteux.

II.9.3. Les principaux adsorbants industriels

Dans l'industrie on distingue cinq types d'adsorbants principaux : les charbons actifs, les argiles, les zéolithes, les gels de silices, et les alumines activées ont les caractéristiques sont récapitulées dans le **Tableau II.3**.

Tableau II.3: Caractéristiques des principaux adsorbants industriels.

Types d'adsorbants	Caractéristiques	
	Origine	Méthode d'obtention et principales caractéristiques
Les zéolithes	Aluminosilicates cristallisés microporeux de formule globale (AlO ₂ M, nSiO ₂).	Cristaux de synthèse.
Les gels de silice	. (SiO ₂) _n , (H ₂ O) _x	Procédé hydrothermal
Les argiles activées	Des aluminosilicates de formule brute proche des zéolithes	Produits naturels, utilisé surtout pour le séchage.
Les alumines activées	Al ₂ O ₃ , 0.5H ₂ O	Produit de synthèse.

❖ Les argiles

Ce sont des alumino-silicates de formule brute proche des zéolithes, mais, ils ont une différente structure cristalline. Ce sont des produits naturels, qui sont activées pour avoir de meilleures propriétés adsorbants. Ils sont surtout utilisés pour le séchage. Les argiles les plus utilisés comme adsorbant sont la montmorillonite, la kaolinite, l'illite et la bentonite.

❖ Les zéolithes

Ce sont des alumino-silicates cristallisés microporeux de formule globale (AlO_2M , $n\text{SiO}_2$) où M représente le plus souvent un métal alcalin ou alcalino-terreux et $n \geq 1$. Il existe plus de 100 espèces de zéolithes qui diffèrent par la valeur de n et par la structure cristallographique.

❖ Les alumines activées

Les alumines activées sont obtenues par thermolyse flash du tri-hydroxyde d'aluminium $\text{Al}(\text{OH})_3$ qui conduit à un produit de composition approximative Al_2O_3 , $0.5\text{H}_2\text{O}$, possédant une structure poreuse à conséquence du départ de molécules d'eau.

Ils sont amorphes, moyennement polaires et hydrophiles, leur surface spécifique varie entre 150 à 300 m^2/g .

❖ Les gels de silice

La préparation du gel de silice peut être faite à partir de $\text{Si}(\text{OH})_4$ en phase aqueuse, par un procédé hydrothermal. La surface des pores est couverte par des groupements Si-OH donnant des liaisons hydrogène.

❖ Le charbon actif

Les charbons actifs sont des adsorbants organophiles amorphes Leur structure n'est donc pas régulière, contrairement à un cristal.

Les charbons actifs sont préparés par pyrolyse d'une matière contenant un fort pourcentage de carbone, charbon ou matériau végétal, pour conduire à un charbon de bois qui est ensuite oxydé par la vapeur d'eau dans des conditions contrôlées pour créer une structure microporeuse. Il existe plusieurs centaines de qualités de charbons actifs, suivant le précurseur et les conditions de traitement. On peut aussi trouver des charbons actifs dits

« chimiques », car activés à chaud en présence d'agents chimiques déshydratants, acide phosphorique ou chlorure de zinc.

Les matières premières le plus utilisés dans la préparation de charbon actives sont le bois, le charbon de bois, la sciure de bois la noix de coco, le lignite, la tourbe ainsi que des polymères synthétiques ou résidus de procédés pétroliers. Le CA (charbon actif) est donc un matériau peu coûteux.

II.9.4. Les types de charbon actif

Les charbons actifs peuvent obtenir sous deux formes bien connus et plus utilisé : charbon actif en poudre CAP, charbon actif en grain CAG. Il existe d'autres formes de charbon actif qui ont des utilisations très limité comme les fibres de charbon actif

Tableau II.4 : les différents types de charbon actif.

Charbon actif en poudre (CAP)	Charbon actif granulé (CAG)	Le charbon actif extrudé
-des particules avec une taille de moins de 0,18 mm. - utiliser pour de applications en phase liquide et pour le traitement des flux gazeux. -est 2 à 3 fois moins cher que le (CAG).	- de forme irrégulière de taille comprise entre 0,2 mm à 5 mm. -utiliser pour des applications en phases liquide (le traitement des eaux) et gazeuse. à cause de de faible poids moléculaire la durée de vie prolongée, avec une grande capacité d'adsorption.	- forme cylindrique avec de diamètre comprise entre 0,8 mm à 5 mm. - à cause de la faible perte de charge ce type de charbon est utilisé pour la séparation gaz/charbon, et à cause de sa faible teneur en poussière.

II.9.5. Méthodes de préparation du charbon actif

❖ Choix du matériau d'origine (précurseurs)

Les critères principaux de choix de matériau utilisés dans la fabrication de charbon sont

- ✓ Peu coûteux.
- ✓ Contenant un fort pourcentage de carbone et un faible pourcentage en matière inorganique.

❖ Carbonisation

La pyrolyse est le processus dans lequel un échantillon est soumis à des températures élevées comprises entre 400 et 1000°C sous atmosphère inerte, afin de minimiser le contact entre les produits carboné et les produits volatils. La carbonisation pour but d'obtenir un produit fortement carboné, par le dégagement des gaz volatils et les hétéroatomes (H, O), mais sa structure poreuse reste très limitée, ce qui nécessite de procéder à l'activation pour développer la structure poreuse.

Principaux facteurs influençant sur la qualité, les propriétés et le rendement de la carbonisation sont :

▪ La vitesse de chauffage du four

Pour des vitesses de chauffage douces on obtient, en général, peu de composés volatils et on retient, dans une certaine mesure, la structure originale. Le contraire est observé au fur et à mesure que la vitesse de chauffage augmente.

▪ La température finale de pyrolyse

La perte de masse et la forme de surface externe de charbon détermine La température finale de pyrolyse. Il y a trois paramètres pour déterminer la température finale idéale :

- Chaque matériau à sa propre température de pyrolyse pour assurer le rendement reste constant.
- Pour les matériaux végétaux lors fomentions les couches polyaromatiques, La température finale minimale est déterminée.
- Pour chaque matériau Le volume du produit présente une microporosité maximale à une température fixe.

▪ Le temps de résidence dans le four

Le rendement de la carbonisation varie avec le temps de pyrolyse.

❖ Les Procédés d'activation

L'activation pour but d'améliorer la structure poreuse de l'adsorbant avec élimination des goudrons et d'améliorer le volume poreux et d'élargir la taille des pores (surface spécifique), qui sont à l'origine des interactions entre le solide et les molécules adsorbées.

Elle peut être physique ou chimique comme le montre (**Figure II.9**), la différence entre eux est principalement dans le procédé et les agents d'activations utilisées.

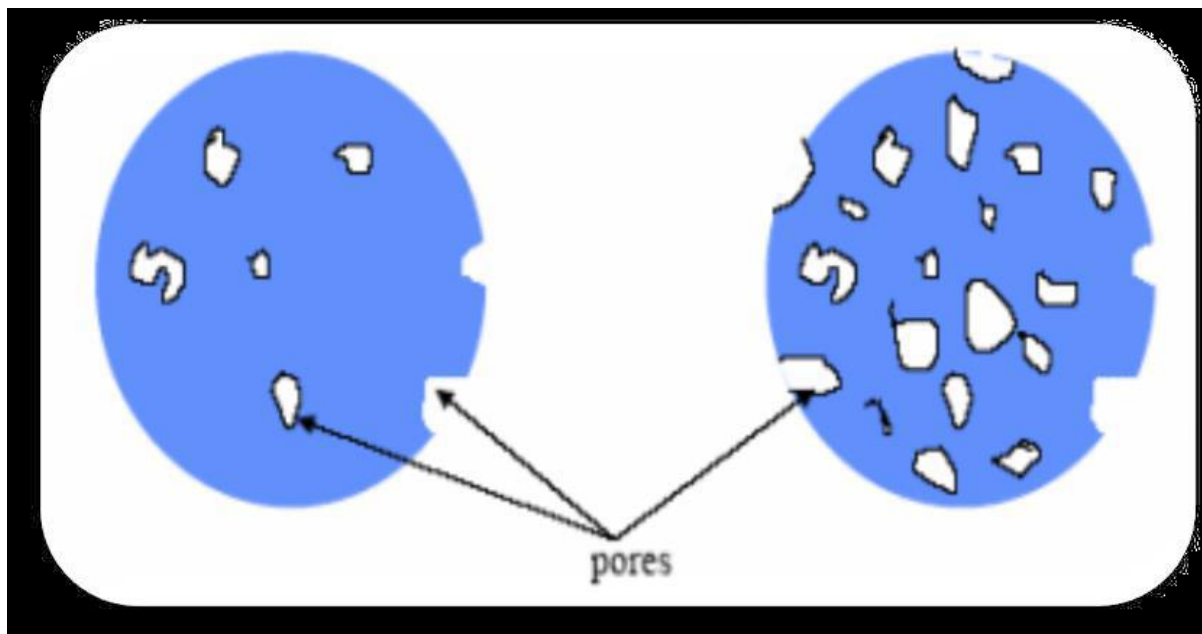


Figure II.9. Représentation bidimensionnelle de l'activation du charbon.

✚ Activation physique

L'activation physique pour but de créer une structure microporeuse, ce procédé est réalisé en utilisant un agent oxydant gazeux à une température (800-1000°C). Les agents d'activations principalement utilisés sont : la vapeur d'eau, l'air, ainsi que le dioxyde de carbone (CO₂), ou encore un mélange de ces gaz.

✚ Activation chimique

L'agent activant utilisé dans ces processus est de nature chimique tel que le chlorure de zinc, l'acide phosphorique ou sulfurique, hydroxyde de potassium, etc.

Elle favorise la déshydratation puis une réorganisation structurale à des températures comprises entre (400°C et 800°C), ces températures sont inférieures à celles du procédé physique.

Tableau II.5 : Comparaison entre les deux modes d'activation

Activation physique	Activation chimique
· Nécessite deux étapes (Pyrolyse+activation) · Température élevée (850°C à	· Se fait en une seule étape · Base température (400°C à 800°C)

1100°C) · Coût énergétique important · Rendement faible · Ne nécessite pas de lavage	· Faible coût énergétique · Meilleur rendement · Nécessite beaucoup de lavage
---	---

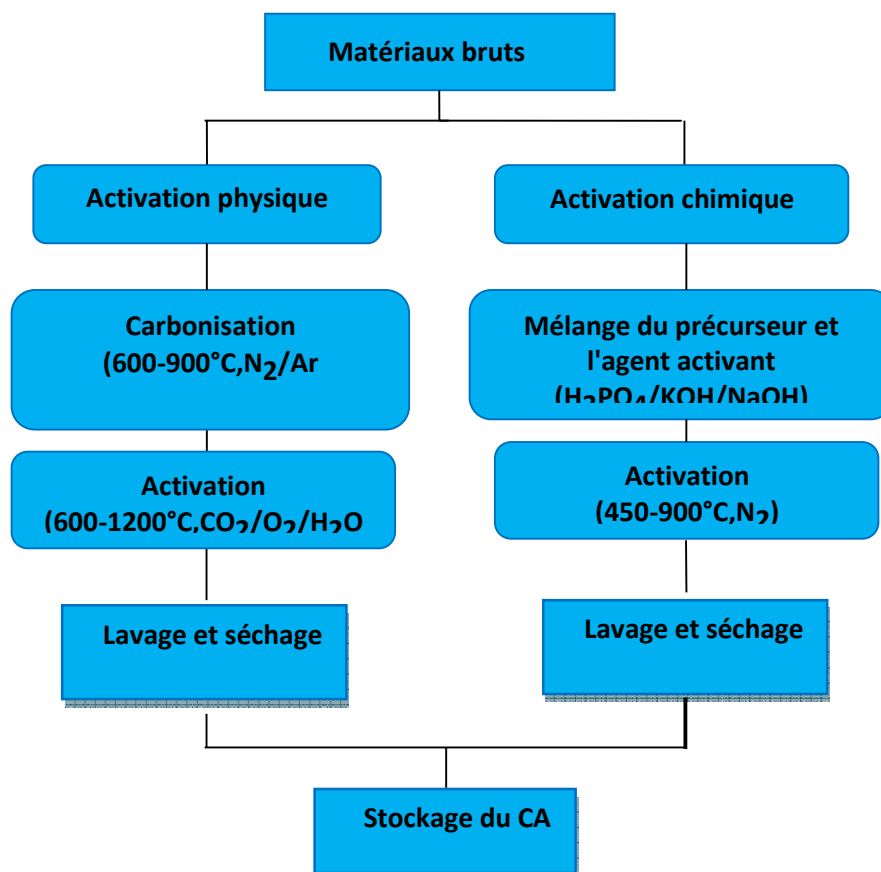


Figure II.10: Diagramme schématisant le processus de la production du charbon actif.

II.9.6. Caractérisation des adsorbants

L'efficacité d'adsorption des charbons actifs est liée au développement de leur structure poreuse, mais elle est fortement influencée également par leurs propriétés chimiques.

II.9.6.1. Texture du charbon actif

La capacité d'adsorption varie selon les caractéristiques texturales du charbon actif (porosité, aire spécifique). Selon les définitions de l'IUPAC, les pores sont classés selon leur taille en trois catégories. Chaque type de pore joue un rôle particulier dans le phénomène d'adsorption. Les micropores déterminent pratiquement à eux seuls la capacité d'adsorption d'un charbon actif : ils représentent presque la totalité de la surface et du volume offerts à

l'adsorption. Les macropores et les méso pores constituent les voies de passage vers les micropores (**Figure II.11**):

- ✓ **Les macropores** : largeur supérieure à 50 nm. Leur volume varie de 0,2 à 0,8 ml. g⁻¹ et leur faible aire massique (0,5 à 2 m². g⁻¹) .
- ✓ **Les mésopores** largeur entre 2nm et 50 nm, un volume mésoporeux de l'ordre de 0,02 à 0,10 ml. g⁻¹ et une aire massique qui représente environ 5 % de l'aire massique totale du charbon (soit 25 à 75 m². g⁻¹).
- ✓ **Les micropores** largeur inférieure à 2 nm. Le volume est l'ordre de 0,15 et 0,50 ml. g⁻¹. et une aire massique qui représente environ totale 95 % de l'aire massique totale.

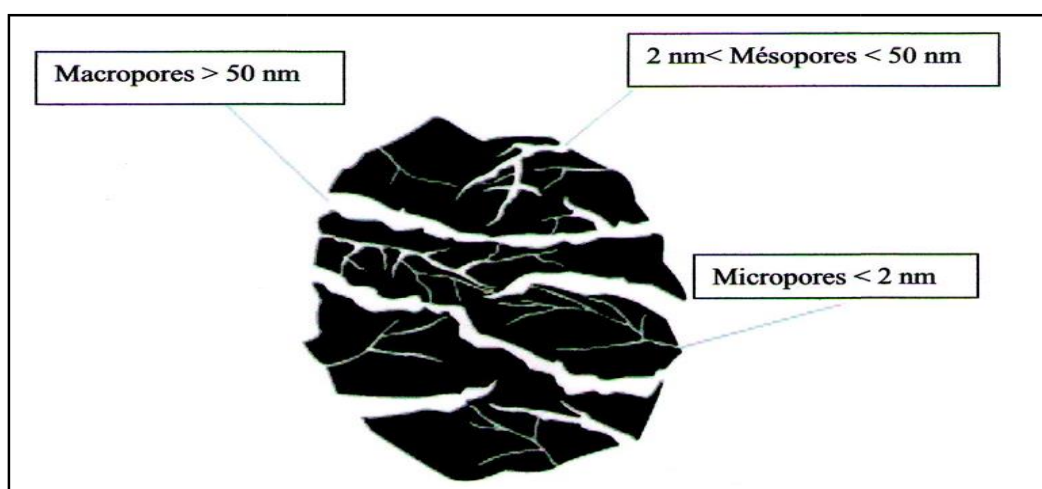


Figure II.11: Représentation de la structure poreuse du charbon actif.

II.9.6.2. Propriétés chimiques

Ce sont les groupements fonctionnels présents à la surface de charbon actif qui influencent majoritairement la capacité d'adsorption. Les groupements fonctionnels de surface les plus couramment identifiés sont des fonctions oxygénées, se formant lorsque le charbon actif est traité par un agent oxydant. Ces Les processus d'oxydation augmentent la concentration en surface de ces groupes chimiques.

Les principaux groupements acides faisant partie de la composition de surface de charbon actif sont les fonctions carboxyle, lactone, hydroxyle / phénol, carbonyle.

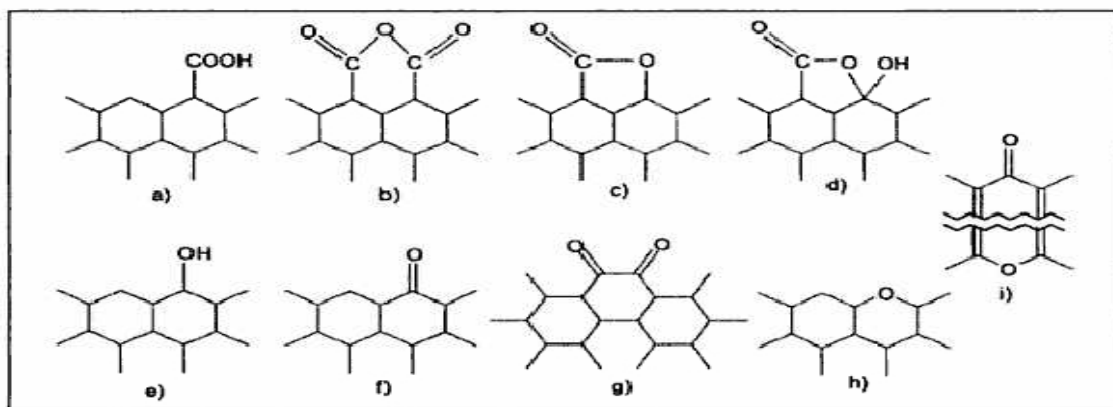


Figure II.12: Structures possibles des fonctions de surface dans le charbon

II.9.7. Régénération de charbon actif

Ces adsorbants sont des produits coûteux, la diminution de l'efficacité de carbone avec le temps et après plusieurs utilisations, ce qui obligerait les utilisateurs à renouveler. Le charbon actif granulaire est renouvelable. Il existe quatre méthodes de régénération.

❖ Régénération à la vapeur d'eau

Cette méthode est réservée à la régénération des charbons actifs qui simplement adsorbé des produits très volatils. Cependant, la vapeur peut être utilisée pour enlever et désinfecter la surface des grains de charbon.

❖ Régénération thermique

Ce processus est causé par brûlant les matières organiques adsorbées par les charbons actifs dans le but d'éviter d'enflammer les charbons, ils sont chauffés aux alentours de 800°C au sein d'une atmosphère contrôlée, c'est la méthode de régénération la plus largement utilisée et régénère parfaitement les charbons actifs. Cependant de quelques avantages : Très coûteuse avec l'achat de plusieurs fours, il y a une perte de charbon de l'ordre de 7 à 10%. L'utilisation de fours électriques réduit ces pertes.

❖ Régénération chimique

Les procédés sont réalisés à l'aide d'un solvant d'extraction à une température de 100 °C ou par oxydation chimique, cette méthode est caractérisée par une réduction des pertes de charbon (environ 1%).

❖ Régénération biologique

Le processus de régénération biologique reste à l'étude, mais des expériences ont montré que dans des conditions aérobies, les bactéries sont capables de minéraliser la matière organique du charbon.

II.10. Conclusion

Le charbon actif est un matériau carboné poreux préparé à partir de résidus végétaux, peu coûteux et a une capacité d'adsorption élevée de nombreux composés chimiques nocifs pour le milieu environnemental.

- Le phénomène d'adsorption se déroule en plusieurs étapes : diffusion externe, diffusion interne et diffusion de surface.
- L'efficacité de l'adsorption et les relations dans lesquelles peut être calculé la quantité de matière absorbée en fonction de celle soluté.
- Les propriétés texturales des charbons activés dépendent du matériau de départ, et de la méthode de préparation. La production de charbon actif peut être par activation physique ou chimique qui est la plus rentable et la plus simple et qui requiert une température et un temps d'activation plus courts et essentiellement une structure plus poreuse.





Chapitre I

Matériels et méthodes

I.1. Introduction

Dans le présent chapitre, nous allons donner le protocole expérimental ayant permis de la préparation des matériaux adsorbants (Biochar) à partir de sciure de bois (SB), le mode de préparation des solutions du polluant testé (ibuprofène) et le protocole suivi pour son dosage, le dispositif expérimental ainsi que les différentes techniques de caractérisations utilisées pour la détermination des propriétés des adsorbants synthétisés, les essais d'adsorption en système batch (en discontinue). Tous les essais d'adsorption ont été effectués au niveau du laboratoire de département d'Hydraulique et génie civil à l'université d'Oued souf et au laboratoire LARHYSS (U. Biskra).

I.2. Préparation des adsorbants

Afin d'obtenir notre charbon actif nous avons suivi les étapes ci-dessous :

I.2.1. Préparation physique du charbon actif

La matière première utilisée est la sciure de bois (SB) a été collecté de la ville de Biskra ont subi un lavage à l'eau de robinet pour éliminer les impuretés puis séché à l'air libre pendant plusieurs jours. Ils ont ensuite été cassés en petits morceaux (environ 0,3 cm) et lavé par l'eau distillée avant d'être séché à l'étuve à une température de 70°C pendant 24h. Après séchage, les matériaux sont broyés jusqu'à l'état de poudre (0,063 mm à 0,25 mm). Ces matériaux ont ensuite été filtrés sous vide avec une eau distillée de pH≈5,15 à une température ambiante puis séchés à l'étuve à 80°C pendant 12 heures ([Kumar et al, 2018](#)).

I.2.2. Carbonisation (Pyrolyse)

Une masse de 40 g de chaque précurseur a été mise dans des creusets en porcelaine, et placé dans un four à moufle pendant 3 heures à une température de 600°C sous atmosphère inerte (état d'oxygène limité).

Les conditions de pyrolyse (température et temps) ont été optimisées dans étude récente réalisée par [Hadj-Otmane et al. \(2020\)](#) pour la préparation de biochar à partir des pétioles de palmier dattier. Ainsi, les matériaux carbonés deviennent plus en plus riches en carbone au cours du temps de pyrolyse ([Ouakouak, 2018](#)).

I.2.3. Lavage

Afin d'améliorer les propriétés texturales du charbon et débarrasser les résidus de pyrolyse, un lavage acide a été réalisé comme suit : les matériaux obtenus ont été mis sous agitation dans une solution de 0,05M de HCl pendant 10 minutes. Puis par l'eau distillée (plusieurs fois) afin de débarrasser les résidus de pyrolyse. Le matériau résultant a été séché à 75°C (pendant 24 h) et broyé à l'aide d'un mortier. L'adsorbant préparé a été nommé biochar de sciure de bois (**SB600**).



Figure I.1: étapes de préparation de Biochar à partir de sciure de bois



Figure I.2: Matériels utilisés pour broyage, séchage et pour calcination.

I.3. Méthodes de caractérisations et analyses des charbons

I.3.1 Essai du pH de point zéro charge (PH_{pzc})

Le pH pzc ou pH du point de charge zéro ou nulle, correspond à la valeur de pH pour laquelle, la charge nette de la surface des adsorbants est nulle. Ce paramètre est très important dans les phénomènes d'adsorption, surtout quand des forces électrostatiques sont impliquées dans les mécanismes. Une façon simple et rapide pour déterminer le pH pzc est de placer 50

ml de l'eau distillée en flacons fermés et ajuster le pH de chacun (valeurs comprises entre 3 et 11) par addition de solution de NaOH ou HCl (0,1M). On ajoute ensuite à chaque flacon 50 mg d'échantillon de matériau à caractériser. Les suspensions doivent être maintenues en agitation, à température ambiante, pendant 24 h, et le pH final de filtrat est alors déterminé. On porte sur un graphe $\Delta\text{pH} = f(\text{pH}_i)$ où $\Delta\text{pH} = (\text{pH}_f - \text{pH}_i)$, l'intersection de la courbe avec l'axe qui passe par le zéro donne le point isoélectrique graphiquement.

I.3.2. Analyse texturale (Adsorption-désorption de l'azote)

Les caractéristiques texturales du charbon actif (porosité, aire spécifique) jouent un rôle important au niveau des capacités et des cinétiques d'adsorption.

I.3.2.1. Surface spécifique (Analyse Brunauer- Emmett-Teller (BET))

La méthode de détermination de la surface spécifique est souvent basée sur l'isotherme d'adsorption désorption d'azote à 77 K. La surface spécifique (m^2/g) d'un matériau est généralement déterminée par l'équation de Brunauer – Emmett – Teller (BET).

I.3.2.2. Volume microporeux et taille des pores

Le volume poreux total obtenu par la méthode de Gurvitsch correspond à la quantité d'adsorbat adsorbé à saturation en supposant que l'adsorbat dans les pores est à l'état liquide et qu'il remplit tout le volume.

I.3.2.3. Estimation des surfaces externes (t-plot de De Boer)

La méthode t-plot consiste à porter graphiquement la quantité du gaz adsorbée en fonction de l'épaisseur statistique de la couche d'adsorbat retenue par un matériau de même nature mais non poreux.

Si le solide étudié ne comprend pas de micropores, l'allure graphique, qui doit être linéaire, passera par l'origine, si par contre le solide analysé est microporeux, la droite coupera l'axe des ordonnées à une valeur du volume adsorbé qui est en relation avec le volume des micropores, alors l'intersection avec l'axe des ordonnées permettra de déduire la valeur du volume microporeux.

I.3.2.4. Procédures expérimentales

Les isothermes d'adsorption-désorption des échantillons de charbon ont été réalisées dans un appareil BET de marque Micrometrics ASAP 2020. L'isotherme d'adsorption

d'équation $V_{ads}=f(P/P_0)$ est obtenu en mesurant les quantités volumiques d'azote adsorbé (V_{ads}) pour les valeurs croissantes de la pression relative représenté par P/P_0 . P étant la pression d'équilibre et, P_0 la pression de du gaz à la saturation pour la température considérée. Le gaz d'adsorption utilisé est l'azote., et les mesures sont effectuées à 77 K.

I.3.3. Microscopie électronique à balayage (MEB)

La microscopie électronique à balayage donne la description morphologique, l'analyse de la composition (lorsqu'elle est couplée à un système d'analyse X) et l'homogénéité du solide analysé.

Le fonctionnement de cette technique est basé sur l'émission d'électrons issus d'une cathode et la détection de signaux provenant de l'interaction des différents types de radiations émises électrons avec le matériau.

L'analyse MEB-EDX des échantillons de biochar étudié a été effectuée au sein de laboratoire de physique des couches minces et applications « LPCMA » à l'université de Biskra.

I.3.4. Spectrométrie infrarouge (IR)

L'analyse des matériaux par spectroscopie infrarouge (IR) a été réalisée au laboratoire de Valorisation et Technologie des Ressources Sahariennes à l'université d'El Oued (VTRS), afin d'identifier le plus complètement possible les principales fonctions chimiques présentes à la surface du matériau. Cette analyse a été menée sur un appareil de spectroscopie infrarouge de type IRAfinity-1 (Shimadzu) utilisant la technique de la pastille KBr sous pression.

La spectroscopie est une technique importante utilisée pour l'identification des groupes fonctionnels caractéristiques de la surface de l'adsorbant. Ces groupes sont souvent responsables des liaisons adsorbant-adsorbat.

Cette technique est basée sur la réflexion ou l'absorption des rayonnements électromagnétiques (dans le domaine de l'infrarouge de 2,5 à 25 μ m) par le matériau analysé. Un matériau avec une structure et composition chimique donnée peut générer un ensemble de bandes d'absorption en fonction de la nature des liaisons chimiques existantes, de leur proportion et de leur orientation ([Ouakouak, 2017](#)).



Figure I.3: Spectrophotomètre infrarouge IRAffinity-1 (Shimadzu)

I.4. Préparation de la solution mère d'ibuprofène

La solution mère du l'ibuprofène à une concentration de 0,5 g/L a été préparée en mélangeant une quantité de 500 mg d'ibuprofène avec 1000 ml d'eau distillée. Nous avons utilisé l'ibuprofène (2- (4-(2-Méthylpropyl) phenyl) propanoic acid-(RS), de formule chimique $C_{13}H_{18}O_2$ et masse molaire de 206,29 g/mol. La solution a été bien agitée pour obtenir un mélange homogène sans particules. Les différentes dilutions ont été faites à partir de cette solution mère.

I.5. Mesure des concentrations de l'ibuprofène

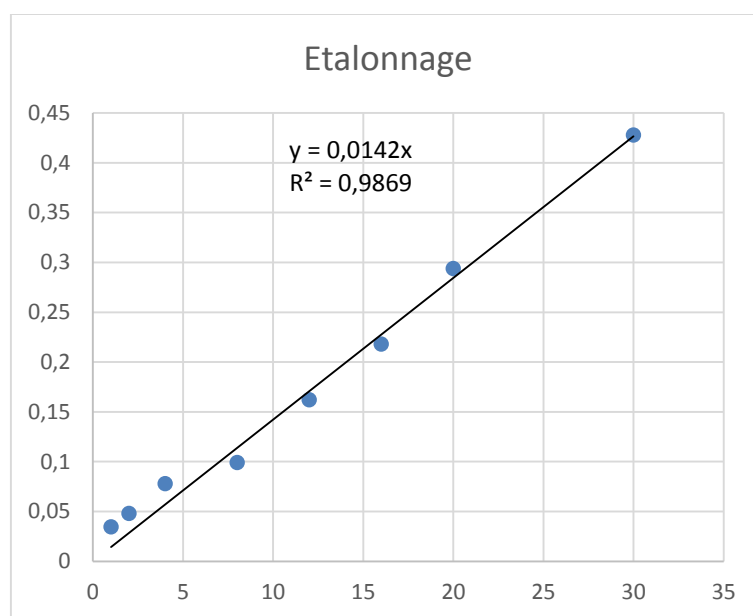
Une série d'échantillon de la solution d'ibuprofène a été préparée à différentes concentrations (de 1 mg/L à 30 mg/L) à partir de la solution mère pour établir une courbe d'étalonnage avec le spectrophotomètre UV-visible.

Le spectrophotomètre utilisé est de type Optizen 2120 UV. La lecture de l'absorbance de la solution à 276 nm (domaine de l'UV) permet le calcul de la teneur en ibuprofène en utilisant la courbe d'étalonnage.

La courbe d'étalonnage est de trouver une relation entre la quantité d'absorption et la concentration, l'importance de cette courbe est déterminée la concentration finale à partir de la valeur de l'absorption.

Tableau I.1: Données de la courbe d'étalonnage pour le dosage de l'ibuprofène.

Co	1	2	4	8	12	16	20	30
Abs	0,0346	0,048	0,078	0,099	0,162	0,218	0,294	0,428

**Figure I.4:** Exemple de la courbe d'étalonnage préparée pour le dosage de l'ibuprofène.

L'équation de la droite donnant l'absorbance en fonction de la concentration de l'ibuprofène est : $y = 0,0142 x$, avec une bonne corrélation ($R^2 = 0,9869$) ce qui peut être considéré comme un bon ajustement linéaire. Cette équation est utilisée pour calculer la concentration d'une solution donnée.

I.6. Description des essais d'adsorption

▪ Mode opératoire

Nous avons réalisé les expériences d'adsorption en réacteur statique (système batch) afin d'étudier l'efficacité du charbon préparé pour l'élimination du l'ibuprofène des eaux. L'influence de certains paramètres sur l'efficacité et le processus d'adsorption a été étudiée.

Les essais d'adsorption ont été effectués par la mise en contact d'une masse de 50 mg de charbon avec une solution de 50 ml e volume (concentration connue) dans des béchers de 200 ml sous une agitation de 180 tour/min.

Le dosage de l'ibuprofène a été fait après le temps d'agitation voulu, l'échantillon à analyser est filtrée sous vide par une membrane d'acétate de cellulose de 0,45 μm de porosité.

Le dispositif expérimental (**Figure I.5**) comporte essentiellement :

- 1 : Couvercle ;
- 2 : Erlenmeyer ;
- 3 : Solution de du mélange réactionnel ;
- 4 : Charbon active SB600
- 5 : Agitateur magnétique chauffant ;
- 6 : Bouton de réglage de la température ;
- 7 : Bouton de réglage de la vitesse de l'agitation ;
- 8: Alimentation.

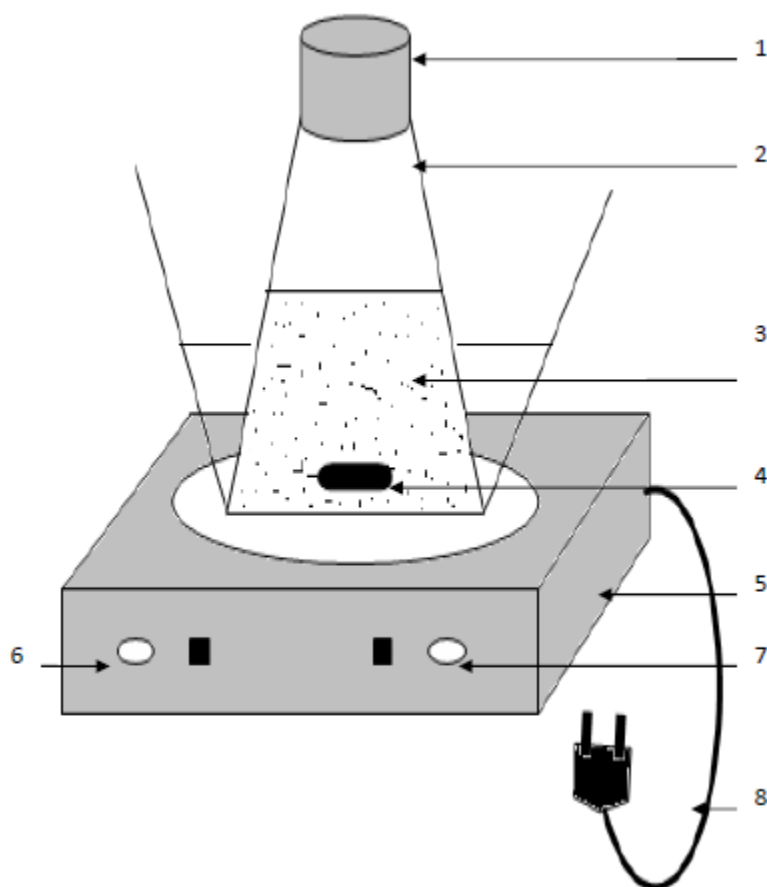


Figure I.5: Dispositif expérimental utilisé pour les tests d'adsorption.

L'efficacité d'adsorption a été évaluée par le calcul de la quantité adsorbée au temps t (q_t , mg/g), ou la quantité adsorbée à l'équilibre (q_e , mg/g) qui sont données par les relations suivantes :

$$q_t = ((C_o - C_t)/m). V$$

$$q_e = ((C_o - C_e)/m). V$$

Avec,

- **C₀** : Concentration initiale de l'ibuprofène (mg/L),
- **C_t** : Concentration résiduelle de l'ibuprofène au temps t (mg/L),
- **C_e** : Concentration de l'ibuprofène à l'équilibre (mg/L),
- **m** : Dose d'adsorbant (g/L),
- **V** : Volume de la solution (L).

Des essais étudiant l'effet des paramètres réactionnels sur l'adsorption de l'ibuprofène (temps d'agitation, effet de pH, et la concentration initiale de l'ibuprofène) ont été réalisés.

I.7. Conclusion

Dans ce chapitre, nous avons décrit la démarche expérimentale de l'élimination du l'ibuprofène par adsorption sur du biochar préparé à base de sciure de bois (SB600). Nous avons ainsi détaillé les méthodes de préparation des solutions du polluant ibuprofène en eau distillée, les différentes étapes de préparation du biochar et aussi les méthodes de caractérisation de ce dernier. Un aperçu partiel sur les étapes de tests d'adsorption a été abordé.



Chapitre II

Résultats

Et discussions

II.1 Introduction

Dans ce chapitre, on va étudier l'adsorption de l'ibuprofène par le biochar préparé dans ce travail (SB600). Les résultats des analyses de charbon et des essais d'adsorption seront exposés, développés et discutés. L'étude des propriétés texturales et structurales des charbons synthétisés a été effectuée par plusieurs techniques de caractérisation. L'influence de plusieurs paramètres sur les mécanismes l'adsorption a été étudiée, ce qui permettra de mieux comprendre la nature des liaisons adsorbat-adsorbant au cours du processus,

II.2 Résultats de caractérisation du charbon préparé (SB600)

II.2.1 Propriétés texturales

Les caractéristiques texturales du charbon préparé ont été déterminées à partir de l'isotherme d'adsorption d'azote à 77 K, La surface spécifique a été estimée en utilisant la méthode de Brunauer-Emmett-Teller (BET), Les paramètres de micropores (volume et taille) ont été déterminés suivant la méthode de Barrett-Jyner- Hallender (BJH), Dans notre étude, l'analyse BET a été effectuée en utilisant Micrometrics ASAP 2020, Les résultats obtenus sont représentés sur la figure II.1.

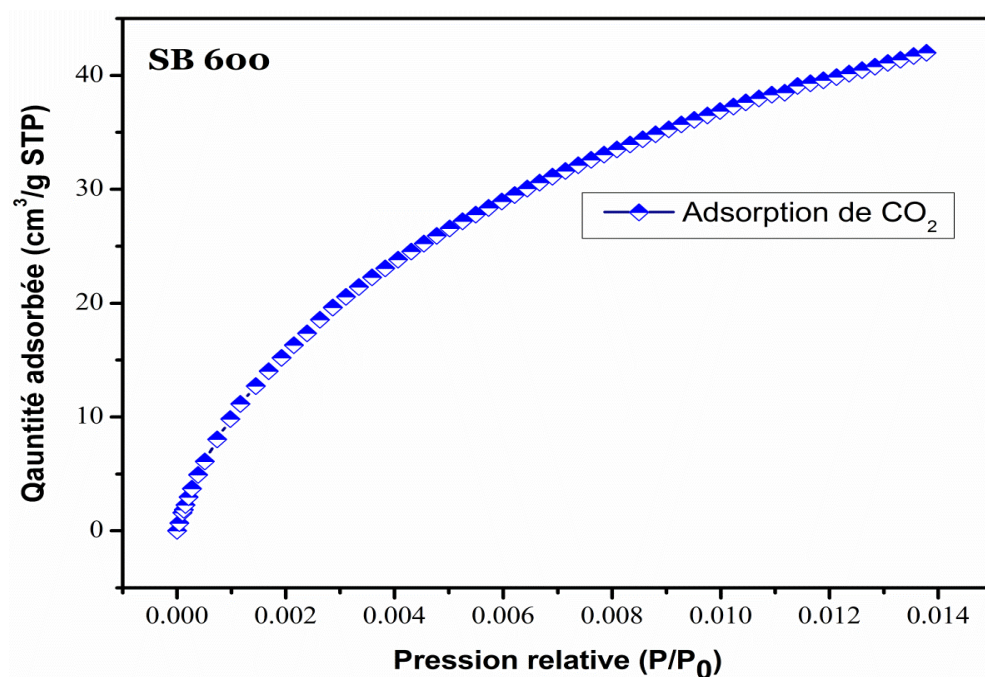


Figure II.1: Isotherme d'adsorption d'azote, du charbon SB 600,

D'après la figure II.1, l'isotherme d'adsorption d'azote par l'échantillon SB600 est de type I selon la classification de l'IUPAC (Sing K,S,W et al, 1985), Ce type d'isotherme caractérise les matériaux ayant une forte microporosité, La rapidité d'apparition du plateau

indique une bonne distribution de la taille des pores et la présence du plateau horizontal suggère une très faible surface externe (Cossarutto L, 2000), Les résultats obtenus par les méthodes BET et BJH sont résumés dans le **tableau II.1**.

Tableau II.1: Propriétés texturales du charbon préparé SB600,

Charbon	S_{BET} (m^2/g)	S_{Mic} (m^2/g)	S_{Ext} (m^2/g)	V_{micr} (cm^3/g)	L_0 (nm)
SB600	512,65	408,91	103,74	0,198	0,912

Il semble clairement que le charbon étudié (SB600) a une large surface spécifique et un volume des pores important, Ce qui le rend un matériau ayant probablement suffisamment de sites d'adsorption pour retenir les polluant des eaux comme l'ibuprofène dans notre cas d'étude,

II.2.2 pH de point zéro charge pH_{PZC}

L'étude des propriétés de surface de l'adsorbant est importante pour la sélection du pH optimal pour l'efficacité d'adsorption et pour mieux comprendre les mécanismes mis en jeu, Le pH_{PZC} est le point qui correspond au pH pour lequel la surface du matériau possède une charge nulle, Dans notre cas, la détermination expérimentale de pH_{PZC} a été réalisée suivant la méthode donnée par Amano et al, (2012), Le pH_{PZC} pour l'échantillon SB600 est égale à 7,2 selon la **figure II.2**, Donc pour des pH inférieurs à 7,2, le charbon est réagi comme une surface positive et comme une surface négative pour des $\text{pH} > 7,2$.

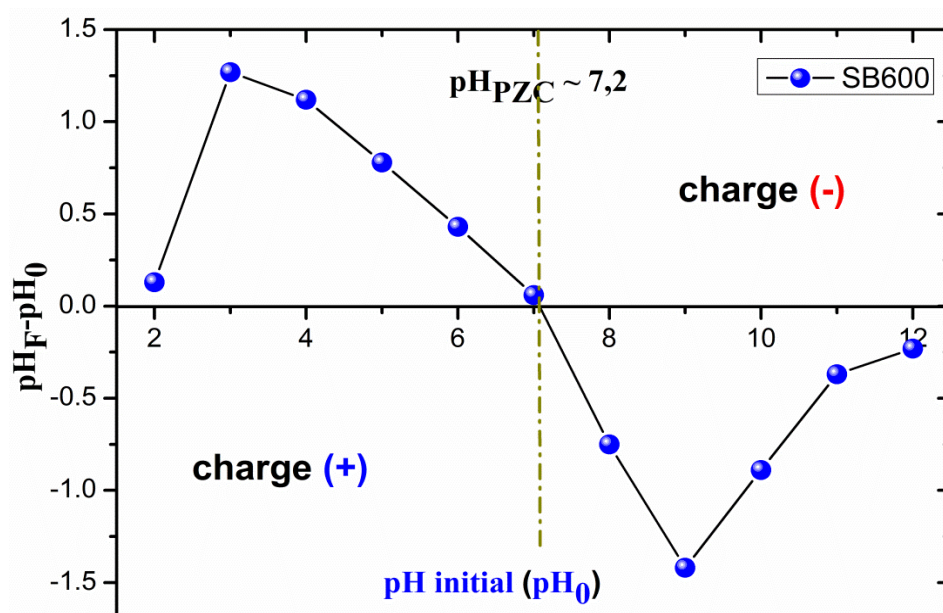


Figure II.2: Détermination du pH_{PZC} du charbon préparé (SB600)

II.2.3 L'analyse MEB-EDX d'échantillon de biochar SB600

La morphologie de surface du biochar étudié a été étudiée par microscopie électronique à balayage (MEB). Les images obtenus pour l'échantillon SB600 sont représentées dans la figure ci-dessus montrent la structure poreuse et hétérogène du charbon. A l'échelle de micromètre, on peut distinguer clairement des macrospores qui peuvent également jouer le rôle d'un agent de transport permettant à l'adsorbat d'atteindre les mésopores puis les micropores,

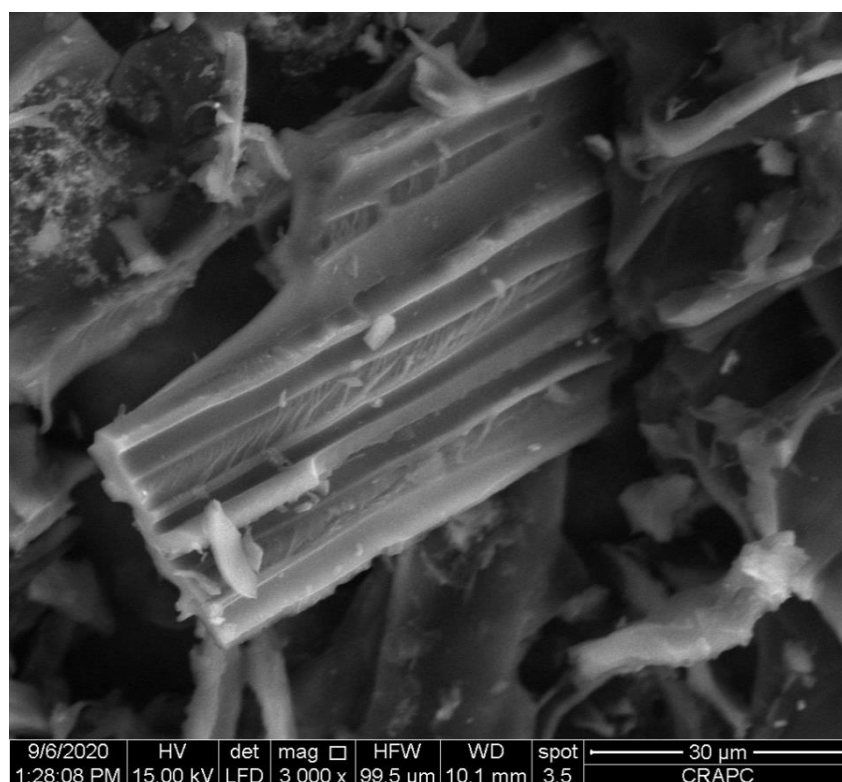


Figure II.3: Image MEB de l'échantillon SB600,

II.2.4 Spectroscopie Infrarouge à Transformée de Fourier (IRTF)

Le spectre infrarouge de notre échantillon (SB600) est représenté sur la **figure II.4**. Nous pouvons marquer un large pic apparaît à 3421 cm^{-1} , ce qui est dû aux vibrations de traction (O-H) (Zbair et al., 2018). Le pic remarqué à 2352 cm^{-1} peut indiquer une triple liaison carbone-carbone et la bande à 1706 cm^{-1} peut être attribuée à la double liaison carbone-oxygène ($\text{C}=\text{O}$). De plus, le pic observé à 1550 cm^{-1} est dû au mode de vibration de la double liaison $\text{C}=\text{C}$ (Tran et al., 2018) et le pic enregistré à 1381 cm^{-1} représente la vibration des liaisons ($-\text{NH}_2$). De plus, les vibrations à 1104 cm^{-1} indiquent la présence de groupes ($\text{C}-\text{O}$) et 670 cm^{-1} sont dus à la liaison carbone-hydrogène ($\text{C}-\text{H}$) (Sekirifia, 2013).

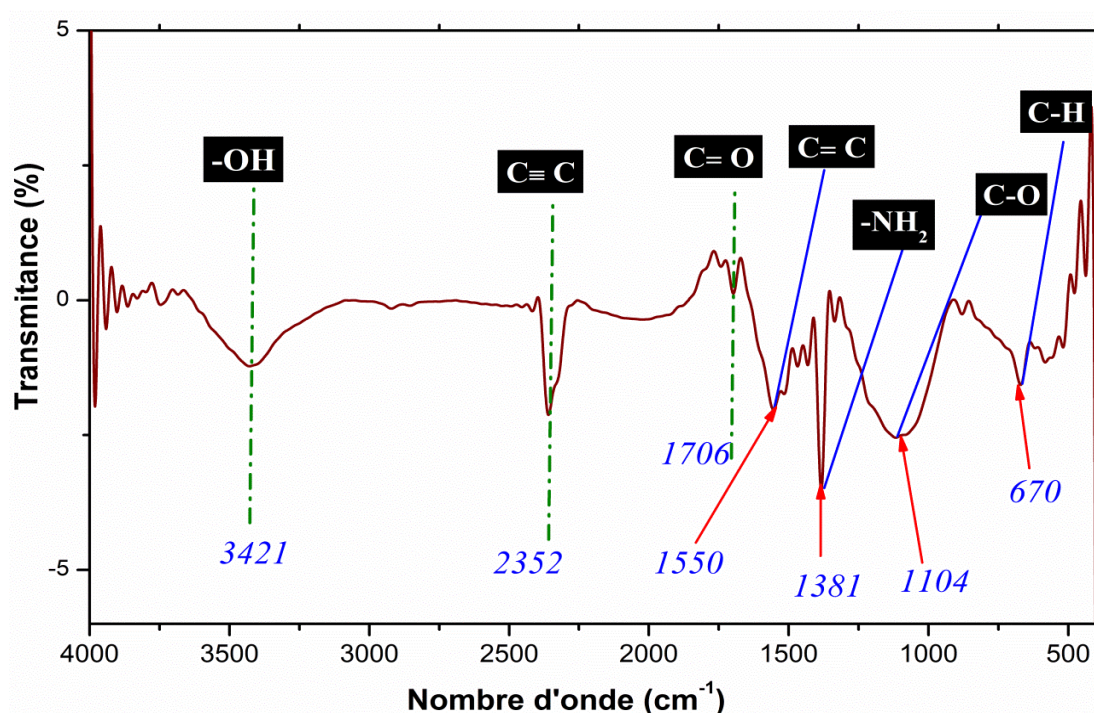


Figure II.4: Spectre infrarouge de l'échantillon SB600,

II.3 Résultats et discussion des essais d'adsorptions de l'ibuprofène sur (SB600)

II.3.1 Etude de la cinétique d'adsorption

L'étude de la cinétique d'adsorption est importante pour comprendre le processus d'adsorption, elle nous permet d'estimer le temps d'équilibre de l'adsorption. Pour réaliser cette étude, on a choisi une concentration de l'ibuprofène de 30 mg/L et la dose du charbon à 1g/L à un pH initial = 5 (volume de 50 mL) pour chaque échantillon avec une vitesse d'agitation de 180 tr/min. Le temps d'agitation a été varié de 0 à 240 min, et la vitesse d'agitation est maintenue constante (180 tr/min). Après le processus d'adsorption, nous avons filtré les échantillons ensuite nous avons mesuré l'absorption de filtrat avec le spectrophotomètre pour déduire les concentrations final de l'ibuprofène en utilisant la courbe d'étalonnage. Les résultats obtenus ont été tracé sous forme de courbe $Q_{ads} = f(t)$ et sont présentés dans la figure II.5, ci-dessous. la figure II.5, suivants montrent les résultats de l'essai.

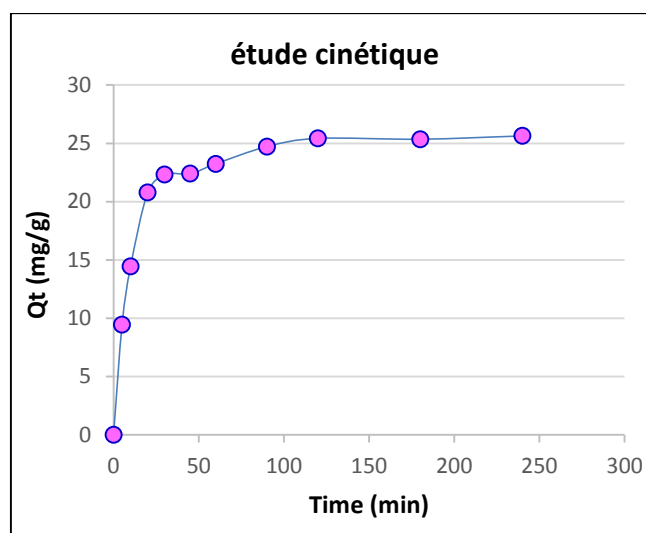


Figure II.5: La quantité de l'ibuprofène adsorbée en fonction du temps d'agitation

A partir des résultats présentés par la **Figure II.5**, on remarque 3 étapes d'adsorption :

1^{ère} étape de 5 min à 30 min

Une évolution rapide de la quantité d'ibuprofène adsorbée de 9 mg/g à 5 min jusqu'à 22 mg/g à 30 min, le rendement d'adsorption accroît rapidement ce qui est dû à la disponibilité des sites actifs sur le charbon,

2^{ème} étape de 30 min à 120 min

Dans La deuxième étape l'augmentation de **qt** (mg/g) sera lente par rapport à la première étape, L'évolution va de 22 mg/g à 30 min jusqu'à la quantité maximale adsorbée qui est de 25 mg/g à 120 min, ce qui indique la création d'un équilibre,

3^{ème} étape de 120 min à 240 min

Après un certain temps (Δt), le rendement d'élimination atteint une valeur maximale et devient stable indiquant ainsi que l'équilibre est atteint ; c'est la dernière étape : l'équilibre,

II.3.2 Etude de l'isotherme d'adsorption

II.3.2.1. Effet de la concentration initiale de l'ibuprofène

L'isotherme d'adsorption exprime la relation entre la concentration du soluté dans la solution et son accumulation sur la surface du solide, en fixant les autres paramètres (dose de charbon, temps d'agitation et température). Dans cette étude, nous avons varié la concentration d'ibuprofène de 5 mg/L jusqu'à 200 mg/L et en fixant la dose de charbon. Le temps de contact a été fixé à 3 heures, au bout duquel l'équilibre est atteint. Les différents

résultats obtenus sont consignés dans la **figure II.6**, représente l'isotherme d'adsorption de l'ibuprofène sur le SB600.

Les résultats obtenus ont montré qu'il y a une augmentation de la quantité d'ibuprofène adsorbée par unité de masse de charbon de 5 mg/g à 200 mg/g. Cela est dû à l'augmentation du nombre des molécules de l'ibuprofène en solution. Par contre, le rendement d'élimination de l'ibuprofène diminue avec la croissance de sa concentration initiale.

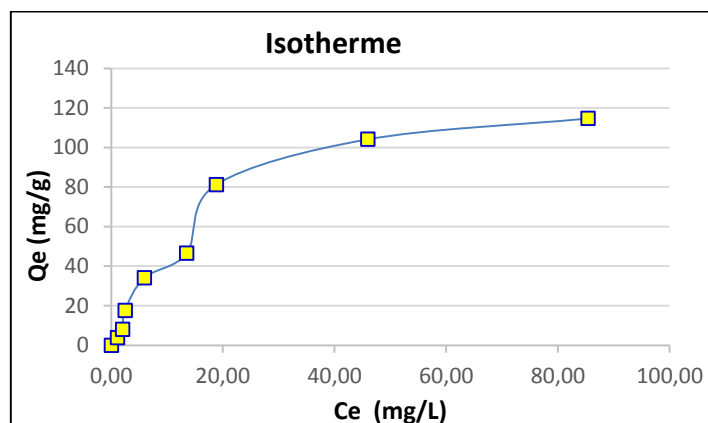


Figure II.6: Isotherme expérimentale d'adsorption de l'ibuprofène sur le charbon SB60,

La **figure II.6**, montre que l'isotherme tracée est de type-L (dites de Langmuir) selon la classification de Gilles. Ce type d'isotherme est caractérisé par une bonne affinité entre l'adsorbant et l'adsorbant avec fortes liaisons des interactions d'échange cationique et l'adsorption des molécules isolées est assez forte pour rendre faible (négligeable) les interactions latérales.

II.3.3 Etude de l'effet de pH sur l'adsorption de l'ibuprofène

Le pH de la solution est le paramètre le plus important dans l'étude d'adsorption, il peut conditionner :

- La charge de la surface de l'adsorbant,
- Le degré de l'ionisation de l'adsorbant et de solide adsorbant,
- Le degré de la dissociation des groupes fonctionnels des sites actifs de l'adsorbant,

Pour cette étude, nous avons fait varier le pH des solutions de 3 à 11, l'ajustement de pH a été effectué par l'addition de HCl et NaOH (0,1 M). On ajoute 50 mg de charbon dans des béchers d'une solution de l'ibuprofène de 30 mg/L de concentration et 50 mL de volume. La dose de biochar SB600 était 50 mg/50 mL à une température de 25°C. Les béchers subissent une agitation durant 24 heures, après la filtration des solutions on détermine l'absorption à

partir en utilisant le spectrophotomètre, ensuite nous avons calculé la concentration finale avec la courbe d'étalonnage. Les résultats obtenus sont présentés dans la **figure II.7**.

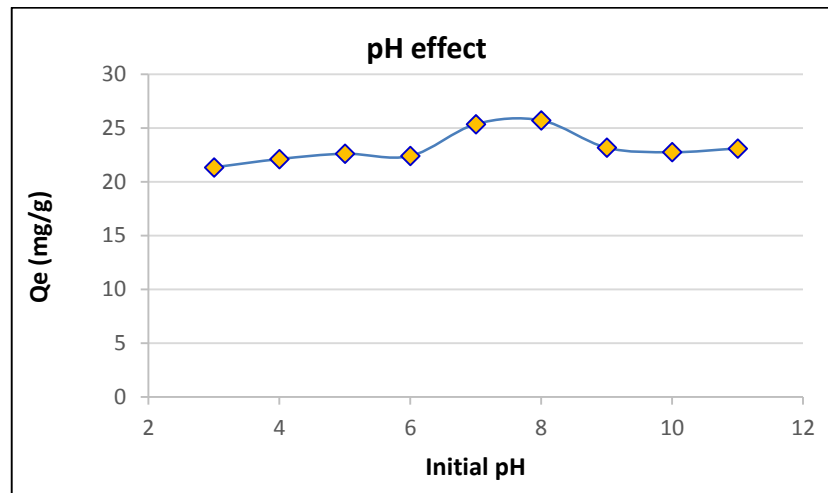


Figure II.7: La quantité adsorbée de l'ibuprofène en fonction du pH

Les variations de la quantité de l'ibuprofène adsorbée en fonction du pH indiquent que le milieu convenable pour l'adsorption de l'ibuprofène sur le biochar SB600 est le milieu neutre (pH 7 à 8).

II.3.4. Modélisation des résultats

II.3.4.1 Modélisation de l'isotherme d'adsorption

Les modèles les plus utilisés dans la littérature sont : le modèle de Langmuir et le modèle de Freundlich.

II.3.4.1.1 Modèle de Langmuir

L'expression de la loi de Langmuir est donnée par (Langmuir, 1918) :

$$\frac{m}{x} = \frac{1}{q_m} + \frac{1}{q_m \times b} \times \frac{1}{C_e}$$

A partir de l'équation de Langmuir en traçant la courbe (1/q_e) en fonction de (1/C_e), ensuite, l'équation linéaire de cette courbe nous permet de déterminer les paramètres q_m, b de ce modèle, des données expérimentales selon l'isotherme de Langmuir sont présentées sur la **figure II.8**.

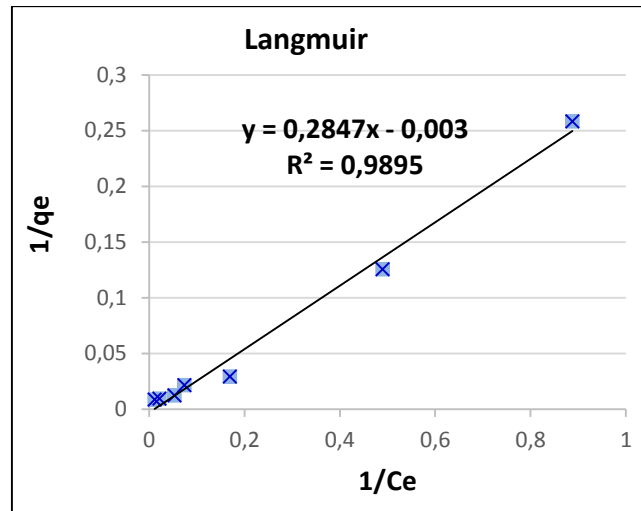


Figure II.8: Modélisation d'isotherme d'adsorption de l'ibuprofène sur SB600 par équation de Langmuir.

D'après les résultats obtenus, nous pouvons conclure que l'adsorption de l'IBR est en accord avec l'équation de Langmuir avec une bonne corrélation ($R^2 \approx 0,99$). La capacité q_m calculée par l'équation de Langmuir est importante (égale à 333,33 mg/g), ceci est interprété par l'homogénéité des sites actifs sur la surface du charbon et par l'adsorption des molécules d'ibuprofène en monocouche. Les résultats du tableau 10 mettent en évidence que la valeur de R_L est comprise entre 0 et 1, ce qui confirme que l'adsorption de l'ibuprofène est favorable par le SB600.

Tableau II.2: Paramètres du modèle de Langmuir de l'adsorption de l'IBR par SB600.

Langmuir		q_m expérimentale (mg/g)	q_m calculée (mg/g)	b (l/mg)	R = $1 / (1+b.C_0)$	R^2
IBR ($C_0 = 5$ à 200 mg/l)	SB600 (1g/L)	114,65	333,33	0,01	0,33 à 0,95	0,989

II.3.4.1.2 Modèle de Freundlich

Le modèle de Freundlich décrit l'adsorption hétérogène sur la surface solide. Il est donné par (Freundlich, 1906):

$$\log \frac{x}{m} = \log K_f + \frac{1}{n} \log C_e$$

Avec

- K_f : constante de Freundlich définit la capacité de l'adsorbant,
- n : constante indique si l'adsorption est favorable lorsque (lorsque $0 \leq n \leq 10$),

Les résultats obtenus sont tracés selon l'équation de Freundlich par la courbe : $\log q_e = f(\log C_e)$ (**figure II.9**), avec, $1/n$ est la pente de la droite, $\log k_f$ est l'ordonnée à l'origine,

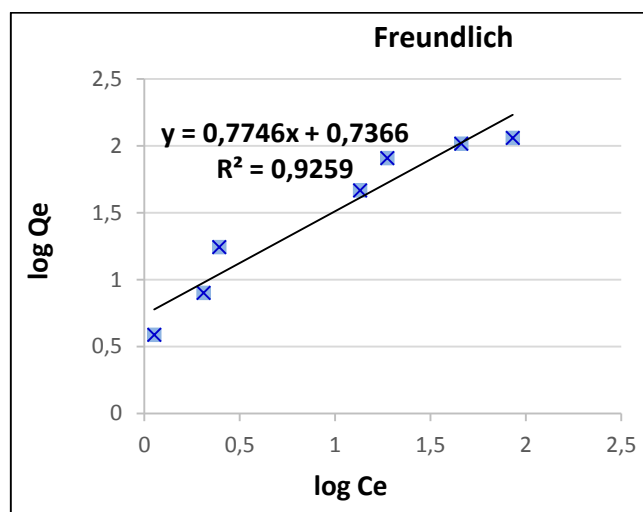


Figure II.9: Modélisation d'isotherme d'adsorption de l'IBR sur SB600 par l'équation de Freundlich.

Les résultats de la régression linéaire en utilisant l'équation de Freundlich montrent qu'il y a une légère divergence entre les points expérimentaux et le modèle. La valeur de R^2 est faible comparativement à la valeur obtenue dans le cas de Langmuir. Cela signifie que le modèle de Freundlich n'est pas le modèle approprié pour décrire l'adsorption de l'IBR par le SB600.

Tableau II.3: Paramètres du modèle de Freundlich de l'adsorption d'IBR par SB600.

Freundlich		n	kf	R ²
IBR (C ₀ = 5 à 200 mg/L)	SB600 (1 g/L)	1,29	5,45	0,9259

II.3.4.2 Modélisation de la cinétique

La modélisation de la cinétique afin de savoir la vitesse et les paramètres d'adsorption, et pour réaliser ceci, nous utilisons quatre modèles de cinétique sont :

- Le modèle de pseudo-premier-ordre,
- Le modèle de pseudo-second-ordre,
- Le modèle d'Elovich,
- Le modèle de la diffusion intra particulaire

Les résultats obtenus sont représentés dans **le tableau II.3**, dans lequel, nous avons donné les différentes constantes des modèles d'adsorption à savoir les constantes de vitesses,

les quantités adsorbées maximales théoriques, expérimentales et les coefficients de corrélation R^2 ,

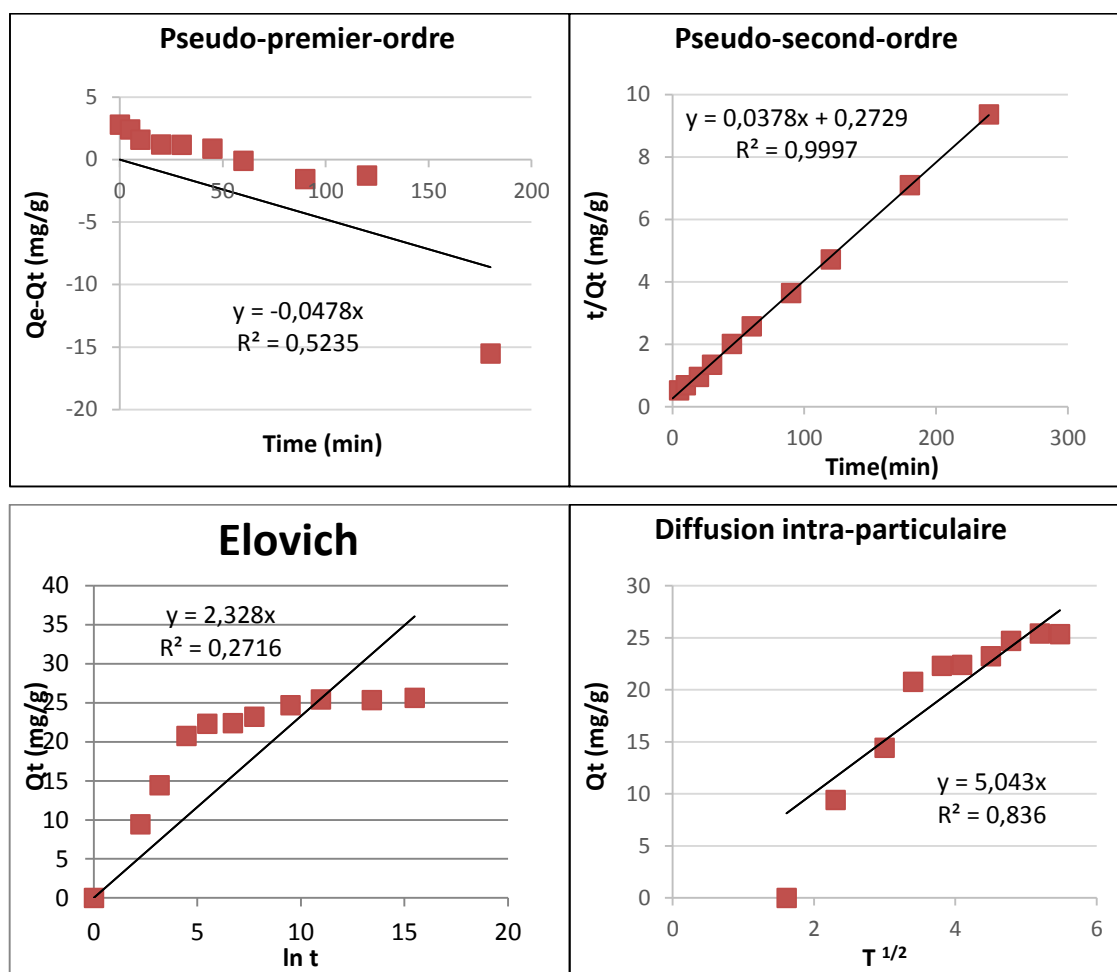


Figure II.10: Modélisations de l'isotherme d'adsorption d'IBR par SB600,

(a) PPO, (b) PSO, (c) Elovich (d) Diffusion intra particulaire

Tableau II.4: Constantes des différents modèles de la cinétique d'adsorption d'IBR sur SB600.

$T(25^{\circ}\text{C})$	Paramètres	SB600
Le modèle du pseudo-premier ordre	Q_{mexp} (mg/g)	25,63
	K_1 (min^{-1})	0,0478
	R^2	0,5235
Le modèle du pseudo-second ordre	K_2 (g/mg,min)	0,0057
	Q_e (mg/g)	25,25
	V_i (mg/g,min)	3,63
	R^2	0,9935

Le modèle d'Elovich	β (mg/g)	2,328
	R^2	0,2716
Le modèle de la diffusion intra-particulaire	K_i	5,034
	R^2	0,836

Grâce aux résultats obtenus dans le **tableau II.4**, nous remarquons que le modèle qui présente un facteur de corrélation le plus élevé est celui du modèle de pseudo-second-ordre avec un facteur de corrélation $R^2 = 0,9935$, donc nous pouvons conclure que ce modèle est celui décrit mieux les données cinétiques de l'adsorption de IBR sur SB600,

II.4 Conclusion

L'objectif de ce travail était de préparer un charbon efficace à partir de sciure de bois (SB600) et son application pour l'élimination de l'IBR en solutions synthétiques. L'adsorbant préparé représente de bonnes caractéristiques :

- Une surface spécifique et un volume poreux bien développés.
- La morphologie de surface du charbon a montré une structure poreuse.
- L'analyse IR a indiqué des groupes fonctionnels existant dans le charbon.
- La valeur de pH_{PZC} a été 7,2.

L'effet de pH, le temps d'agitation, de la concentration initiale du polluant, de la dose d'adsorbant ont été étudiées. Les résultats de l'étude cinétique ont indiqué que la quantité maximale adsorbée est atteinte après 2 heures d'agitation. Le meilleur isotherme qui décrit les données expérimentales de l'adsorption d'IBR sur le SB600 est le modèle de Langmuir. Les données de la cinétique sont mieux représentées par le modèle de pseudo seconde ordre.



CONCLUSION GENERALE

Conclusion générale

L'objectif de cette étude est d'évaluer les déchets végétaux peu coûteux et son application dans la purification des eaux usées et l'élimination des polluants pharmaceutiques qui présentent un risque important pour l'écosystème, cette étude entre dans le domaine de la recherche de traitement des eaux par des méthodes modernes.

Cette étude présentée dans ce mémoire résume l'étude des mécanismes de l'adsorption de l'ibuprofène à partir de charbon actif préparé par la sciure de bois en utilisant la technique de carbonisation (pyrolyse) à une température de 600 ° C (SB600).

À la lumière des résultats les résultats obtenus relatifs à la cinétique et les isothermes d'adsorption ont été exploités pour éclaircir le mode de fixation du polluant sur l'adsorbant, nous pouvons tirer les conclusions suivantes :

- ✓ Le biochar (SB600) présente une structure poreuse développée et une surface spécifique de 698,79 m²/g.
- ✓ La capacité d'adsorption de l'ibuprofène par le charbon actif (SB600) est très importante et elle dépend de plusieurs paramètres réactionnels.
- ✓ L'effet de l'agitation permet d'accélérer le phénomène d'adsorption.
- ✓ La cinétique d'adsorption se déroule en deux étapes. La première étape est rapide, tandis que la deuxième étape est lente.
- ✓ L'équilibre d'adsorption est atteint au bout de 120 min, avec une concentration de 30 mg/l de l'ibuprofène.
- ✓ La cinétique d'adsorption est contrôlée par le modèle du pseudo second ordre.
- ✓ L'étude de l'effet de pH montre que l'adsorption se fait de façon efficace dans les milieux acides, dans notre cas le pH était entre 7 et 8.
- ✓ Le rendement d'élimination de l'ibuprofène par utilisation de biochar SB600 dans un temps d'agitation 120 min est 56,55 % pour une teneur initiale en ibuprofène égale à 200 mg/l.
- ✓ La capacité d'adsorption d'une masse de sciure de bois augmente avec l'augmentation de la concentration initiale d'ibuprofène.
- ✓ Le modèle de Langmuir exprime mieux le type d'adsorption ; les molécules de l'ibuprofène sont alors adsorbées en monocouches.

Enfin, suite aux résultats de ce travail on a conclu que le biochar SB600 est un adsorbant qui peut être utilisé dans le domaine de traitement des eaux suite à son très bon rendement d'élimination des ions de l'ibuprofène. Cette étude devrait donc être élargie par des tests

d'adsorption supplémentaires sur d'autres critères et une étude comparative de divers supports pour obtenir de meilleurs résultats



Tableau I.1: Conditions et résultats de l'essai de la cinétique d'adsorption

Temps	Abs	C_f	$C_0 - C_f$	Q_t (mg/g)
0	0	30	0	0
5	0,292	20,56	9,44	9,44
10	0,221	15,56	14,44	14,44
20	0,131	9,23	20,77	20,77
30	0,109	7,68	22,32	22,32
45	0,108	7,61	22,39	22,39
60	0,096	6,76	23,24	23,24
90	0,075	5,28	24,71	24,72
120	0,065	4,58	25,42	25,42
180	0,066	4,65	25,35	25,35
240	0,062	4,37	25,63	25,63

Tableau I.2: Conditions et résultats de l'essai de l'effet de la concentration initiale en ibuprofène,

Temp (°C)	Dosage (g)	Temps (mins)	pH	M (g)	V (L)	C_0	abs	C_e	$C_0 - C_e$	Q_e
25	1	180	5	1	1	0	0	0,00	0,00	0
25	1	180	5	1	1	5	0,016	1,13	3,87	3,87
25	1	180	5	1	1	10	0,029	2,04	7,96	7,96
25	1	180	5	1	1	20	0,035	2,46	17,54	17,54
25	1	180	5	1	1	40	0,084	5,92	34,08	34,08
25	1	180	5	1	1	60	0,192	13,52	46,48	46,48
25	1	180	5	1	1	100	0,267	18,80	81,20	81,20
25	1	180	5	1	1	150	0,652	45,92	104,08	104,08
25	1	180	5	1	1	200	1,212	85,35	114,65	114,65

Tableau I.3: Conditions et résultats de l'essai de l'effet du pH

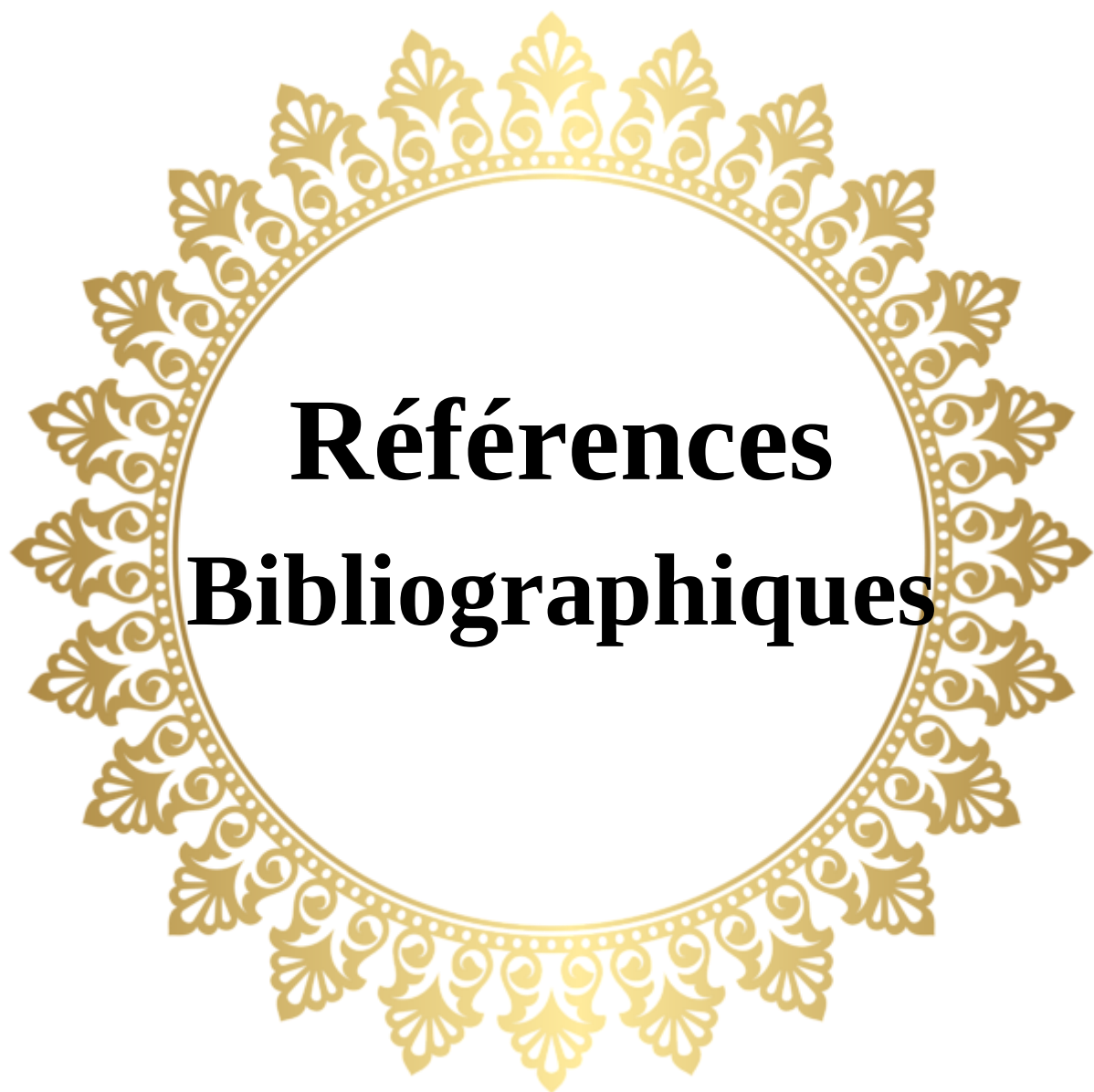
<i>pH</i>	<i>abs</i>	<i>Ce</i>	<i>Co-Ce</i>	<i>Qe</i>
3	0,123	8,66	21,34	21,34
4	0,112	7,89	22,11	22,11
5	0,105	7,3943662	22,61	22,61
6	0,108	7,61	22,39	22,3
7	0,066	4,65	25,35	25,35
8	0,061	4,29	25,70	25,70
9	0,097	6,83	23,17	23,17
10	0,103	7,251	22,75	22,75
11	0,098	6,90	23,09	23,092

Tableau I.4: modélisation d'isotherme d'adsorption de l'ibuprofène sur SB600 par l'équation de Langmuir.

<i>Ce</i>	<i>Qe</i>	<i>1/qe</i>	<i>1/Ce</i>
0,00	0	/	/
1,13	3,8732394	0,2581818	0,8875
2,04	7,9577465	0,1256637	0,48965517
2,46	17,535211	0,0570281	
5,92	34,084507	0,0293388	0,16904762
13,52	46,478873	0,0215152	0,07395833
18,80	81,197183	0,0123157	0,05318352
45,92	104,08451	0,0096076	0,02177914
85,35	114,64789	0,0087224	0,01171617

Tableau I.5: Résultats de modélisation d'isotherme d'adsorption de l'ibuprofène sur SB600 par équation de Freundlich

<i>Ce</i>	<i>Qe</i>	<i>log Qe</i>	<i>log ce</i>
0,00	0	/	/
1,13	3,8732394	0,5880743	0,05183164
2,04	7,9577465	0,9007901	0,31010965
2,46	17,535211	1,243911	0,3917797
5,92	34,084507	1,532557	
13,52	46,478873	1,6672556	1,13101288
18,80	81,197183	1,909541	1,27422292
45,92	104,08451	2,0173861	1,66195925
85,35	114,64789	2,0593661	1,93121428



Références Bibliographiques

Références bibliographiques

- ✚ **A.A.M. Daifullah, B.S. Girgis.** Impact of surface characteristics of activated carbon on adsorption of BTEX, *Colloids Surf. A*, 214 (2003) 181–193.
- ✚ **A. Demirbas.** Agricultural based activated carbons for the removal of dyes from aqueous solutions: a review, *Journal of Hazardous Materials* 167 (2009) 1–9.
- ✚ **al., T.K.e.,** Adsorption isotherms of homologous bromides on sodium montmorillonite. *J. Coll. Interf. Sci.* (2003), 264, pp.14-19.
- ✚ **A. E. Ofomaja.** Sorptive removal of methylene blue from aqueous solution using palm kernel fibre : effect of fibre dose. *Biochem. Eng. J.* 40 (2008) 8-18.
- ✚ **A. Reffas.** Étude de l'adsorption de colorants organiques (Rouge Nylosan et bleu de méthylène) sur des charbons actifs préparés à partir d marc du café, Thèse de Doctorat, Université Mentouri-constantine, 12 (2010).
- ✚ **Ashlee J. Howarth, Michael J. Katz, Timothy C. Wang, Ana E. Platero-Prats, Karena W. Chapman, Joseph T. Hupp, and Omar K. Farha, (2015),** High Efficiency Adsorption and Removal of Selenate and Selenite from Water Using Metal–Organic Frameworks, *J. Am. Chem. Soc.*, 137 (23).
- ✚ **Backhaus, T. Altenburger, R., Boedecjer, W., Faust, M., Scholze, M., Grimme, L.H. 2000.** Predicatbility of the toxicity of multiple mixture of dissimilarly acting chemicals to *Vibrio fischerii*. *Environmental Toxicology and Chemistry* 19 :2348-2356.
- ✚ **Bailey S.E., Olin T.J., Bricka R.M., Adrian D.D., (1999),** Arédien of potentially lowcost sorbents for heavy metals. *Water Res.* 33, p : 2469–2479.
- ✚ **Besse, J., & Garric, J. (2007).** Médicaments à usage humain : risque d'exposition et effets sur les milieux récepteurs ; Rapport Cemagref, AE RM&C. **COORS A., P.D. JONES, J.P. GIESY et H.T. RATTE (2004).** Assessing the elimination of estrogenic activity in advanced wastewater treatment with a reporter gene-based bioassay. *Water Sci. Technol.*, 50, 181-188.
- ✚ **Buntner, D. (2008).** Report of the limitations of conventional treatment processes of the most resistant PPs and new development. Knappe Project.
- ✚ **Benefield L. D, Judkins J.F., Weand B. L., (1982),** Process chemistry for water and wastewater treatment Prendice Hall Inc, Englewood Cliff (N.J).
- ✚ **Calace N., Nardi E., Petronio B.M., Pietroletti M.** Adsorption of phenols by papermill sludges. *Environmental Pollution* 118, 315-319, 2002.
- ✚ **Casellas, C. et al. 2010.** Résidus de médicaments dans les eaux destinées à la consommation humaine : Volet « Méthodologie générale d'évaluation de l'exposition de l'homme aux résidus de médicaments via l'eau destinée à la consommation humaine ». AFSSA. En ligne.
- ✚ **catalysts. Acta Physiochim, URSS, 12, 327–356. (1940).**
- ✚ **Chenine, M,** Préparation et caractérisation d'un charbon actif issu d'un déchet de café

- par voie chimique (effet de taux d'adjuvant), Mémoire Master, université Kasdi Merbah Ouargla, 2012, p.9-10.
- ✚ **Ch.chitour.** Physico-chimie des surfaces, les interfaces gaz-solide et liquide, volume 2 (1992).
 - ✚ **Colombani-Bosinco, S,** « Elimination du chrome hexavalent par adsorption et adsorption-réduction sur biomatériaux. Applications au traitement des eaux ». Thèse de Doctorat, Université de Pau et des pays de l'Adour, 1997.
 - ✚ **C.A. Leon, J.M. Solar, V. Calemma, L.R. Radovic.** Evidence for the protonation of basal plane sites on carbon, Carbon, 30 (5) (1992) 797-811.
 - ✚ **C.CARDOT.** "Les traitement de l'eau, procédés phisico-chimiques rt biologiques (cours et problèmes)". Edition Ellipses, 1999.
 - ✚ **C.C. Manole.** Procédé AD-OX d'élimination de polluants organiques non biodégradables (par adsorption puis oxydation catalytique), thèse de doctorat, Polytechnique de Toulouse (2007).
 - ✚ **Degrémont Mémento technique de l'eau.** 10ème Edition (2005). Degrémont, Rueil-Malmaison.
 - ✚ **Dabrowski A, Podkoscielny P, Hubicki Z, Barczak M. 2005.** Adsorption of phenolic compounds by activated carbon.
 - ✚ **Fent, K. et al., 2006.** Ecotoxicology of human pharmaceuticals. Aquatic toxicology, 76, pp.122-59.
 - ✚ **Fröbe Z., Fingler S., Drevenkar V., Juracic M.** Sorption behaviour of some chlorophenols in natural sorbents. 1. Validity of the partition model for sorption of phenolates. Science of the Total Environment 155, 199-213, 1994.
 - ✚ **Foo Keng Y., Hameed B.H.,** Recent development in the preparation and regeneration of activated carbons by microwaves. Advanced in Colloid and Interface Science 149, 19-27, 2009.
 - ✚ **F. Edeline,** L'épuration physico-chimique, théorie et technologie des eau, Ed. Cebedoc Sprl, Liège, DOI (1998).
 - ✚ **F. Meink, H.S., H. Kohschuter,** Les eaux résiduaires industrielles. (1977) 2 ème Edition Masson.
 - ✚ **F. Villacanas, M.F.R. Pereira, J.J.M. Orfao, J.L. Figueiredo.** Adsorption of simple aromatic compounds on activated carbons, J. Colloid Interface Sci., 293 (2006) 128–136.
 - ✚ **G. Limousin, J.-P. Gaudet, L. Charlet, S. Szenknect, V. Barthes, M. Krimissa,** Sorption isotherms: a review on physical bases, modeling and measurement, Applied Geochemistry, 22 (2007) 249-275.
 - ✚ **Hamdaoui O., Djeribi R., Naffrechoux. E.,** Desorption of Metal Ions from Activated Carbon in the Presence of Ultrasound. Industrial & Engineering Chemistry Research 44, 4737- 4744, 2005.
 - ✚ **Hamdaoui O., Naffrechoux E.** An Investigation of the Mechanisms of Ultrasonically

- Enhanced Desorption, American Institute of Chemical Engineers Journal, 53 363–373, 2007.
- ✚ **Heberer, 2002** Heberer, T. 2002. Occurrence, fate, and removal of pharmaceutical residues in the aquatic environment: a review of recent research data. Toxicology Letters.
 - ✚ **Hignite et Aznaroff, (1977)** Hignite, C., et Aznaroff, D.L. 1977. Drugs and drugs metabolites as environmental contaminants: chlorophenoxyisobutirate and salicylic acid in sewage effluent. Life Sciences.
 - ✚ **H. Kochkar, A. Turki, L. Bergaoui, G. Berhault, A. Ghorbel**, Study of Pd (II) adsorption over titanate nanotubes of different diameters, Journal of colloid and interface science, 331 (2009) 27-31.
 - ✚ **H.P Boehm**. Some aspects of the surface chemistry of carbon blacks and other carbons, Carbon, 32 (5) (1994) 759-769.
 - ✚ **H.P. Boehm, E. Diehl, W. Heckk, Proc.** 2nd London Carbon and Graphite, Conference (1965).
 - ✚ **Joseph, O.**, Etude du potentiel d'utilisation de résidus agricoles haïtiens pour le traitement par biosorption d'effluents pollués. École doctorale Chimie de Lyon (2009).
 - ✚ **I.A.W. Tan, A.L. Ahmad, B.H. Hameed**, Adsorption of basic dye on high-surface-area activated carbon prepared from coconut husk: Equilibrium, kinetic and thermodynamic studies, J.Hazardous Materials 154 (2008) 337-346.
 - ✚ **Jean-Marc chonbert, Marine coquery, besançon2011.**
 - ✚ **J.B. Donnet**. The chemical reactivity of carbons, Carbon, 6 (2) (1968) 161-176. Dans les années 60.
 - ✚ **J., D.**, Contribution à l'étude du mode de l'élimination de molécules organiques modèles sur le charbon actif en grain. Interaction entre les processus d'adsorption et de biodégradation. Thèse de doctorat de 3ème cycle. Université de Poitiers (1988).
 - ✚ **Karanfil T., Kilduff J.E.** Role of granular activated carbon surface chemistry on the adsorption of organic compounds. 1. Priority pollutants. Environmental Science & Technology 33, 3217-3224, 1999., 17.
 - ✚ **Kümmerer, K., 2008a**. Strategies for Reducing the Input of Pharmaceuticals into the Environment. Chapter 25. In K. Kümmerer, ed. Pharmaceuticals in the Environment. Sources, Fate, Effects and Risks. pp. 411 - 418.
 - ✚ **K.V. Tomas, T. W. Fileman, J. W. Readman, M. Waldock**. Antifouling paint biocides in the UK Coastal environment and potential risks of biological effects, Mar. Pollut. Bull., 42 (2001) 677 – 688.
 - ✚ **L. THEBAULT. 1992**. La pollution de l'eau par les médicaments. Rennes, Ecole Nationale de la Santé publique.
 - ✚ **L.M. Sun et F. Meunier**. Adsorption : aspects théoriques Techniques de l'ingénieur, (2007). J 2 730.
 - ✚ **L.R. Radovic, C. Moreno-Castilla, J. Rivera-Utrilla**. Carbon materials as adsorbents in aqueous solutions in: Chemistry and Physics of Carbon. Radovic, L.R, ed. Marcel

- Dekker New York, 27 (2000) 227.
- ✚ **Mechrafi E.** Adsorption, desorption et mobilité des herbicides au contact des adsorbants organiques et minéraux (2002).
 - ✚ **Mekaoui M,** Etude de l'adsorption, de la persistance et de la photodégradation du (TBM) dans le sol et l'eau (2001).
 - ✚ **Michal K., Bruno, D and Ewa C. (2005),** J. Phys. Chem. B. 109, 9216-9225.
 - ✚ **Munthali M.W., Johan E., Aono H., Matsue N. (2015),** Cs⁺ and Sr²⁺ adsorption selectivity of zeolites in relation to radioactive decontamination, Journal of Asian Ceramic Societies Volume 3, Issue 3.
 - ✚ **M.A.M. Salleh, D.K. Mahmoud, W.A. Karim, A. Idris.** Cationic and anionic dye adsorption by agricultural solid wastes: a comprehensive review, Desalin.
 - ✚ **M.C. Venceslau, S. Tom, J.J. Simon,** Environ. Technol. 15 (1994) 917-929.
 - ✚ **M.J. Tempkin, V. Pyzhev,** Acta physiochim. U.S.S.R., 1940, 12, 217.
 - ✚ **M. Molina- Sabio, F. Rodriguez-Reinoso, F. Caturla, M.J. Sellès.** Development of porosity in combined phosphoric acid-carbon dioxide activation. Carbon, 34 (1996) 457-462.
 - ✚ **N. Mirghaffari,** « Décontamination des solutions contenant des métaux lourds par des déchets forestiers ou agricoles ». Thèse de Doctorat de l'Institut National Polytechnique de Lorraine, (1998).
 - ✚ **N. Naib,** Etude du procédé d'adsorption du phénol sur du charbon actif à base de grignons d'olive modélisation par les plans d'expériences, 2007.
 - ✚ **N. Senesi, Y.C. z, Gerstl, Y. Chen, U. Mingelgrin, B. Yaron,** Editors, Springer-Verlag, Berlin, (1989) p. 37-90.
 - ✚ **N. Syna, M. Valix.** Modelling of gold(I) cyanide adsorption based on the properties of activated bagasse. Minerals Engineering, 16 (2003) 421-427.
 - ✚ **Ouakouak A. (2017),** Elimination du cuivre, des nitrates et des phosphates des eaux par adsorption sur différents matériaux, Thèse de doctorat en hydraulique urbaine et aménagement, Université Mohamed Khaidar Biskra, Algérie.
 - ✚ **O. Joseph.** Etude du potentiel d'utilisation de résidus agricoles haïtiens pour le traitement par biosorption d'effluents pollués, Thèse doctorat, chimie de Lyon (2009).
 - ✚ **Perrat C. (2001),** Devenir des pesticides dans les sols : Validation des méthodes d'analyse et isothermes d'adsorption. Mémoire de DEA.
 - ✚ **P.M. Alvarez, J.F. Garcia-Araya, F.J. Beltran, F.J. Masa, F. Medina.** Ozonation of activated carbons: effect on the adsorption of selected phenolic compounds from aqueous solutions, J. Colloid Interface Sci., 283 (2005) 503–512.
 - ✚ **Rachidi M. H.** Etude de l'adsorption de l'Octaéthylporphyrine de Nickel sur les apatites phosphocalciques. (1994).
 - ✚ **Rodriguez-Reinoso F, Molina-Sabio M. 1998.** Advances in Colloid and Interface Science.

- + **R. Ahmad, R. Kumar.** Adsorptive of congo red dye from aqueous solution using baobab shell carbon. Appl. Surf. Sci. 257 (2010) 1628-1633.
- + **R.C. Bansal, J.B. Donnet, F. Stoeckli.** Active Carbon, New York, (1988).
- + **R. Malik, D.S. Ramteke, S.R. Wate.** Adsorption of malachite green on groundnut shell waste based powdered activated carbon. Waste Management, 27 (2007) 1129-1138.
- + **Saint Charles Dehou, (2015),** Etude du pouvoir adsorbant des oxy-hydroxydes de fer déposés sur un support naturel, thèse de doctorat, université Lille I France.
- + **Scrano L (1997),** Transformations photochimiques des diphényléthers en phase liquide et sur support solides. Doctorat Européen (chimie industrielle).
- + **S.E.Chitour,** chimie de surfaces Introduction à la catalyse, p272 ,1981.
- + **S. Galaup, C. Baudoin,** « Droit et politiques des déchets industriels ». Déchets Sciences & Techniques, 1, 4-7. (1996).
- + **S., S.M.a.C.,** Active carbon. Manufacture properties and applications. Elsevier Publishing Company Amsterdam (1970).
- + **Ternes, T.A. et al. 2002.** Removal of pharmaceuticals during drinking water treatment. Environmental science & technology, 36, pp.3855–63.
- + **Ubago-Pérez, F. Carrasco-Marín, D. Fairén-Jiménez, C. Moreno-Castilla,** Granular and monolithic activated carbons from KOH-activation of olive stones, Microporous and mesoporous materials, 92 (2006) 64-70.
- + **Vedula, (2011),** Flexible Nano-feeds of Carbide-derived Carbon.
- + **Weber J. Jr. (1972),** Adsorption in physicochemical process for water quality control, Ed. By Metcalf R L. et Pitts J N, Wileyinterscience, N Y, Chap. 5, p: 199-259.
- + **Weber W.J, Morris J.C (1963),** Kinetics of adsorption on carbon from solution. Journal of the Sanitary Engineering Division, 89, p :31-60.
- + **www.lenntech.fr/francais/charbonactif-regeneration.htm.**
- + **W.J. Masschelein,** Processus unitaires du traitement de l' eau potable, Cebedoc1996.
- + **Yang, L.-H., Ying, G.-G., Su, H.-C., Stauber, J.L., Adams, M.S., Binet, M.T. 2009.** Growth-inhibiting effects of 12 antibacterial agents and their mixtures on the freshwater microalga *Pseudokirchneriella subcapitata*. Environmental Toxicology and Chemistry 27 (5):1201-1208.
- + **Y.M. Slokar, A.M. LE Marechal.** Methods of Decoloration of Textile wastewaters. Dyes and Pigments, 37 (1998) 335-356.
- + **Y. S. HO, G.M.,** Sorption of dye from aqueous solution by peat. Chem. Eng. J. 70 (1998) 115-154.

Résumé

Les restes de substances pharmaceutiques toxiques qui ont été la cause de nombreuses catastrophes environnementales, il était donc nécessaire de rechercher des techniques pour réduire leur danger. L'objectif de cette mémoire est la valorisation d'un résidu naturel, à savoir la sciure de bois, et convertis en charbon actif avec une structure poreuse et surface spécifique important pour éliminer le polluant (ibuprofène).

Dans le premier chapitre, nous avons traité des informations générales sur les substances pharmaceutiques, leurs sources et leur danger pour l'écosystème, en particulier l'ibuprofène. Et les généralités sur le phénomène d'absorption et ses types, les facteurs qui les affectent et les moyens d'interdire le charbon actif.

Dans le deuxième chapitre, nous avons discuté des matériaux et des moyens utilisés dans les expériences, ainsi que de la préparation du charbon actif par pyrolyse à 600 degrés, et de la performance de toutes les expériences en commençant par l'étude des propriétés du carbone et de l'étendue de leur impact, aux expériences sur l'adsorption de l'ibuprofène par le charbon actif et les facteurs affectant le et à travers tous les résultats obtenus dans les expériences, nous avons conclu ce qui suit

La capacité d'adsorption du SB600 vis-à-vis des ions ibuprofène est très importante et elle dépend de plusieurs facteurs, meilleur efficacité d'élimination des ions ibuprofène est obtenue pour : $t = 120 \text{ min}$, $v = 180 \text{ tr/ min}$, $\text{pH} = 7$, $\text{Co} = 30 \text{ ml/g}$, $T = 25^\circ \text{C}$

La modélisation de la cinétique obéit au modèle de pseudo seconde ordre et le modèle de Langmuir décrit correctement les isothermes d'adsorption.

Mots clés : Adsorption, ibuprofène, biochar (SB600), cinétique, isotherme.

الملخص

تسبب بقايا المواد الصيدلانية السامة الكثير من الكوارث البيئية لذا وجب البحث عن تقنيات للحد من خطورتها. الهدف المنشود من هذه المذكرة هو تثمين بقايا المواد الطبيعية وبالتحديد نجارة الخشب وتحويلها الى كربون منشط ذو بنية مسامية ومساحة نوعية مهمة لإزالة الملوث ايبوبروفين.

تناولنا في المحور الاول معلومات عامة حول المواد الصيدلانية مصادرها وخطورتها على النظام البيئي ونخص بالذكر ايبوبروفين كما تطرقنا الى عموميات حول ظاهرة الامتصاص انواعها والعوامل المؤثرة عليها وطرق تحضير الكربون المنشط.

في المحور الثاني تطرقنا الى المواد والوسائل المستعملة في التجارب وكذا تحضير الكربون المنشط عن طريق الانحلال الحراري في درجة 600 درجة مئوية واداء كل التجارب بداية بدراسة خصائص الكربون ومدى تأثيرهم، الى

التجارب الخاصة بامتزاز ايبوبرفين بواسطة الكربون المنشط والعوامل المؤثرة على فعالية الامتزاز نذكر منها زمن التخليط، التركيز الاولي للملوث، وحموضة المحلول. وخلال جميع النتائج المحصل عليها في التجارب استنتجنا ما يلي

الفحم المنشط المحضر قدرة عالية على امتزاز ايبوبرفين وتتأثر بعدة عوامل منا الخاصة بالفحم في حد ذاته ومنها خاصة بظروف التجربة والمفاعلات. وقد تم الحصول على افضل فعالية في الظروف التالية :درجة حرارة = 25 °C وزمن تخليط = 120 min سرعة تخليط = 180 tr/min وتركيز اولي = 30 ml/g.

نموذج pseudo-second order يصف بشكل صحيح حركية الامتزاز ونموذج Langmuir يصف متساوي الحرارة

الكلمات المفتاحية: الامتزاز، ايبوبرفين (ibuprofène)، الفحم النباتي (SB600)، الحركية، الأيسوثرم.

Abstract

The remains of toxic pharmaceutical substances in aquatic environment can causes many environmental risks, so it was necessary to research techniques to reduce their effects. The objective of this study is the valorization of a natural residue, namely sawdust, and converted it into biochar with a good porous structure and important specific surface area to eliminate the pollutant from water (ibuprofen).

In the first chapter, we dealt with general information about pharmaceutical substances, their sources and their danger to the ecosystem, in particular ibuprofen. In addition, the generalities about the absorption phenomenon and its types, the factors that affect them and the ways to product activated carbon.

In the second chapter, we discussed the materials and means used in the experiments, as well as the preparation of biochar by pyrolysis at 600 degrees, and all experiments including the study of the properties of carbon, experiments of the ibuprofen adsorption onto the prepared adsorbent and effect of the related factors. Through all the obtained results, we concluded the following:

The adsorption capacity of SB600 vis-à-vis ibuprofen ions is very important and it depends on several factor, better ibuprofen removal efficiency is obtained at: $t = 120 \text{ min}$, $v = 180 \text{ tr/ min}$, $\text{pH} = 7$, $\text{Co} = 30 \text{ ml/g}$, $T = 25 \text{ }^{\circ}\text{C}$.

The kinetics data obeys the pseudo-second order model and the Langmuir model correctly describes the adsorption isotherm.

Keywords: Adsorption, ibuprofen, biochar (SB600), kinetics, isotherm.