



UNIVERSITE KASDI MERBAH- OUARGLA-

Faculté des Sciences Appliquées

Département de Génie des Procédés



Mémoire de Master Académique

Domaine : Sciences et Techniques

Filière : **Génie des procédés**

Spécialité : **Génie chimique**

Présenté par :

DJOUHRI Amel et DEBBOUNE Siham

Thème

Etude de l'efficacité d'élimination de l'acide 2,4-dichlorophénoxyacétique présents dans un milieu aqueux sur un lit fixe (sable de dune et Charbon actif commercial)

Soutenu publiquement

Le : 26/06/2018

Devant le jury :

Président : DONIT SALEH	professeur	Université KM Ouargla
Examineur : BACHA Oussama	M.C.B	Université KM Ouargla
Promoteur : SEKIRIFA Med Lamine	M.C.A	Université KM Ouargla
Co-promoteur : TOUIL Youcef	M.C.B	Université KM Ouargla

Année Universitaire : 2017/2018

Remerciement

Nous remercions Dieu, le tout Puissant et Miséricordieux pour la volonté et la patience qu'il nous attribuées, qu'il soit loué pour l'aide qu'il nous a fournie afin d'achever nos études et poire nous avoir guidés dans le droit chemin dans notre vie.

*Ce travail a été réalisé au sein de laboratoire de recherche Biogéochimie des milieux désertiques à l'Université Kasdi Merbah Ouargla, sous la direction de **MONSIEUR SEKIRIFA MOHAMED LAMINE**. Maître de conférence (A) au département de génie des procédés Nous exprimons toutes nos reconnaissances pour avoir assuré la direction de ce travail.*

*Nous tenons à exprimer nos grandes sympathies et nos vifs remerciements à notre co-promoteur **TOUIL Youcef** Maître de conférence (B) au département d'hydraulique et génie civil Ouargla, pour son aide sa patience, ses prodigieux conseils et pour tout le temps qu'il nous a consacré pour la réalisation de ce travail.*

Nos respectueux remerciements à tous les membres du jury qui nous ont fait l'honneur de participer à l'évaluation de notre travail.

Nous tenons à exprimer nos remerciements à:

***Mme MASSROUK HOURIA**, pour son aide et ses conseils Nous tenons également à adresser nos remerciements à **Mr. HADJ MAHAMMED MAHFOUD** Directeur de laboratoire Biogéochimie des milieux désertiques à l'Université Kasdi Merbah Ouargla.*

Les membres du laboratoire de biogéochimie des milieux désertiques pour leur disponibilité, leur gentillesse; surtout : Fatiha, Selwanne, Khairia, Asma, Amina, Nadi et, Ahlem pour leur assistance, patience et soutien.

A tous mes chères amis :Abir, Maria, Nassima, Linda, Fatima, Marieme, Djamila, Wided et Maroi

A tous la promotion de Master 2 Génie des procédés.

A tous les enseignants du département de Génie des procédés.

A tous ce qui ont contribué de près ou de loin à la réalisation de ce travail.

Merci à tous



DÉDICACES

J'exprime ma gratitude et mes remerciements les plus sincères et les plus Profonds à Dieu tout puissant qui m'a donné la force et la patience pour pouvoir accomplir ce travail à terme. Je

dédie ce travail à :

La mémoire de mes grands-parents.

Mon père.

Ma mère.

Mes frères et sœurs.

Mes oncles et tantes.

Mes cousins et cousines.

*A toutes mes amis, et mes collègues de la promotion de master
Génie des procédés (2017 /2018)*

*En fin je dédie ce travail à toutes les personnes qui de près ou
de loin m'ont apporté leurs aides*

A tout, du fond de mon cœur je vous dédie ce travail

SIHAM

DÉDICACES

Avant toute chose ,je remercie dieu, le tout puissant ,pour m 'avoir donné le courage et la patiente.

Je dédie ce modeste travail aux être les plus chers à mon cœur :

*Mon très cher père **Saïd** le bon exemple père qui m 'a soutenu durant toute ma vie qui m 'a aidé durant mes années d'études, qui m 'a appris à aimer le travail et le bon comportement, je le remercie pour ses encouragement de la première pas d'études jusqu 'à ce jour.*

*Ma source de tendresse la femme la plus patiente ; ma très chère mère **Karima** pour leur courage pour réussir durant toutes mes années d'étude.*

*A mes chers frères : **Abdelkader et Med Nadir.***

*A mes chères sœurs : **Amira et Ines.***

*A la mémoire de mes grands pères : **Djoughri Ahmed et Bouali Med Salah***

*A mes chères grandes mères, mes oncles en particulier: **Bouali Med Cherif** , mes tantes, mes cousins et cousines*

*A la mémoire de mon oncle : **Docteur Djoughri Othmane***

*A mon cher fiancé: **Idder Billel** pour son aide et leur encouragement et à sa famille.*

*A toute la famille: **Djoughri, Bouali et Mezouar***

A tous mes collègues de la promotion de 2^{ème} master(2017-2018)Merci à tous

Amel

Liste des tableaux

Numéro	Titre de tableau	Page
II.1	Répartition des pores d'un adsorbant.	11
II.2	Modèles d'isothermes d'adsorption en mode statique	16
IV.1	Paramètres physico-chimiques de sable utilisé	27
IV.2	Caractéristiques de charbon actif NC60	28
IV.3	Les propriétés physico chimiques de 2,4 D	28
IV.4	Les conditions de conservation de l'acide 2.4-D	29
IV.5	Caractéristiques de chaque pilote en hauteur du sable et du charbon actif	30
VI.1	La variation de PH en fonction de temps	35
VI.2	Variation de la capacité d'adsorption en fonction de la concentration initiale	38
VI.3	Paramètres obtenus à partir du modèle de Freundlich	39
VI.4	Paramètres obtenus à partir du modèle de Bohart-Adams	42
VI.5	Paramètres obtenus à partir du modèle de WOLBORSKA	45

Liste des figures

Numéro	Titre de figure	Page
I.1	Mécanismes de transferts des pesticides dans les milieux l'environnement (d'après le schéma conceptuel du CORPEN, INERIS 2005).	5
II.1	Domaines d'existence d'un soluté lors de l'adsorption sur un matériau Microporeux.	9
II.2	Structure des pores du charbon actif.	11
II.3	Représentation schématique de la surface interne et externe d'un adsorbant	12
II.4	Classification des allures des isothermes d'équilibre d'adsorption	14
II.5	linéarisation de l'équation de Freundlich	16
IV.1	Courbe granulométrique du sable de N'goussa	24
IV.2	La structure chimique de l'acide 2,4-D	28
IV.3	Schéma des pilotes filtrants	30
VI.1	Variation de la conductivité électrique en fonction du temps	36
VI.2	Isotherme d'adsorption de l'acide 2,4-D sur sable et CA	38
VI.3	Modèle de Freundlich	39
VI.4	Rendement d'épuration de l'acide 2,4-D en fonction du temps.	40
VI.5	Rendement d'épuration de l'acide 2,4-D pour le pilot N°3 et pilot N°8	40
VI.6	Les courbes de percée	41
VI.7	Modèles de Bohart et Adams	43

Liste des Photos

Numéro	Titre de photo	Page
V.1	Le spectrophotomètre UV-visible.	33
V.2	Dispositif en système batch	34

Nomenclature

A	absorbance
β_a	Coefficient cinétique de transfert de masse.
C	concentration massique du composé dosé (g/l)
C_0	Concentration initiale du substrat (mg/l) à $t = 0$
C_e	Concentration du substrat à l'équilibre (mg/l)
C_c	Coefficient de classement
C_u	Coefficient d'uniformité
D	Diamètre effectif
I_0	intensité du faisceau émergent (A)
I	intensité du faisceau incident (A)
K	coefficient spécifique d'absorption massique($l.cm^{-1}.g^{-1}$)
K_{BA}	constante cinétique d'adsorption adsorbat-adsorbant en $m^3 .kg^{-1}.min^{-1}$
K_c	constante de clark
K_f	Constante de Freundlich
K_{Th}	constante de Thomas en ($m^3 .kg^{-1}.s^{-1}$) .
l	épaisseur de la cuve (cm)
m	Masse du support (g).
N_0	la capacité volumétrique d'adsorption maximale en $kg.m^{-3}$
n	Constante de Freundlich
η	La porosité (%)
R	Le rendement (%)
q	Le débit d'alimentation
Q	Capacité d'adsorption du support (mg/g).
Q_e	Capacité adsorbée par unité de masse d'adsorbant à l'équilibre (mg/g) .
Q_m	la capacité maximale d'adsorption ($kg.kg^{-1}$).
U	Vitesse de filtration (m/j)
V	Volume de la solution (litre).
v	vitesse de migration $m.min^{-1}$
V	vitesse de déplacement du front d'adsorption en (m/j)
Z	. hauteur du lit adsorbant m

Liste des abréviations

2,4-D	Acide 2,4-dichlorophénoxyacétique
AFES	Association française de l'étude des sols
AFNOR	Association française de normalisation
B.E.T	Brunauer , Emmett et Teller
CAC	Charbon Actif Commercial
CAG	Charbon Actif en grain
CE	Conductivité électrique
CORPEN	Comite d'orientation pour la reduction de la pollution des eaux par les Nitrates, les phosphates et les produits phytosanitaires provenant des activités agricoles
DO	La densité optique
IFEN	Institut français de l'environnement
INERIS	Institut National de l'environnement Industriel et des risques
PH	Potentiel hydrogène
POA	Procédé d'oxydation avancée
PPP	Produit Phytopharmaceutique
PVC	Polychlorure de vinyle
U.I.C.P.A	Union Internationale de Chimie Pure et Appliquée

Sommaire

Remerciement.....	I
Liste des tableaux.....	IV
Liste des figures.....	V
Liste des Photos.....	VI
Nomenclature.....	VII
Liste des abréviations.....	VIII
Sommaire.....	IX
Introduction générale.....	1

PARTIE A : Synthèse bibliographique

Chapitre I : Généralités sur les pesticides

I.1.Introduction.....	3
I.2.Les pesticides.....	3
I.3.Classification des pesticides.....	3
I.3.1. 1 ^{er} système de classification.....	4
I.3.2. 2 ^{eme} système de classification.....	4
I.4.Problématique environnementale des pesticides.....	4
I.4.1. Les pesticides dans les eaux.....	5
I.5.La source de contamination.....	6
I.6. Réglementation.....	6
I.7.Toxicité des pesticides sur la santé humaine.....	7

Chapitre II: Généralités sur le phénomène d'Adsorption

II.1.Introduction.....	8
II.2.Type d'adsorption.....	8
II.2.1.Adsorption physique.....	8

II.2.2.Adsorption chimique	8
II.3.Les facteurs influençant l'adsorption	8
II.4.Description du mécanisme d'adsorption.....	9
II.5. L'adsorbant	10
II.5.1.Production et activation du charbon actif.....	10
II.5.2. Structure poreuse et surface spécifique.....	10
II.5.2.1. Structure poreuse de l'adsorbant	10
II.5.2.2. La surface spécifique des adsorbants	11
II.6.Principales applications	12
II.7.Capacité d'adsorption.....	13
II.8. Isotherme d'adsorption	13
II.8.1.Classification des isothermes d'adsorption.....	14
II.9.Modèles d'adsorption	15
II.9.1.Adsorption en mode statique.....	15
II.9.1.1.Modèle de Freundlich.....	15
II.9.1.2. Autres modèles	16
II.9.2. Adsorption dynamique	17
II.9.2.1. Modèle de Bohart– Adams.....	17
II.9.2.2.Modèle de Thomas	18
II.9.2.3.Modèle de Clark	18
II.9.2.4.Modèle de Wolborska (1989).....	18

Chapitre III : Filtration sur sable

III.1. Généralités sur la technique de filtration	20
III.2.Types de filtration.....	20
III.2.1.Filtration à sable rapide.....	20
III.2.2.Filtration sous pression	20
III.2.3.Filtration à sable lente (biologique)	20

III.2.3.1. Les avantages des filtres lents	21
III.2.3.2. Les inconvénients des filtres lents	21
III.3.Cinétique de la filtration	21

Partie B : Expérimentale

Chapitre IV : Caractéristiques des matériaux filtrants

IV.1. Caractéristiques de sable	23
IV.1.1. Préparation de sable lavé	23
IV.1.2. Analyses physiques de sable.....	23
IV.1.2.1. Analyse granulométrique	23
IV.1.2.2. Porosité totale	25
IV.1.3. Analyses chimiques de sable	26
IV.1.3.1. Le pH	26
IV.1.3.2. La conductivité électrique.....	27
IV.2. Caractéristiques de charbon actif NC60.....	27
IV.3. Caractéristique de l'adsorbat	28
IV.4. La mise en place des filtres	29
IV.4.1. Préparation des pilotes.....	30
IV.4.2. Calcul de débit d'alimentation.....	30
IV.4.3. Fonctionnement des filtres.....	31

Chapitre V : méthodes d'analyse

V.1. Introduction	32
V.2. Méthodes d'analyses utilisées	32
V.2.1. Analyses physico-chimiques.....	32
V.2.1.1. Mesure de PH et la Conductivité électrique.....	32
V.2.2. Analyse par la spectrométrie UV-Visible	32
V.2.2.1. Principe d'une détermination par la spectrométrie UV-Visible.....	32
V.2.2.2. Les courbes d'étalonnages	33

V.3.Etude en système batch.....	34
V.4.Etude dynamique	34

Chapitre VI : Résultats et discussion

VI.1. Résultats des analyses de PH et de la conductivité électrique	35
VI.1.1. Le PH.....	35
VI.2.2. La conductivité électrique.....	36
VI.2. Etude en système batch	37
VI.2.1. Type d'isotherme	37
VI.2.2. Modèle de Freundlich	38
VI.3. Etude dynamique.....	39
VI.3.1.Courbes de percée.....	41
VI.3.2. Application des modèles d'adsorption en mode dynamique	42
VI.3.2.1. Modèles de Bohart-Adams	42
VI.4. Conclusion.....	45
Conclusion générale	46
Références bibliographiques.....	48
Annexes	53

INTRODUCTION GÉNÉRALE

Introduction générale

L'utilisation intensive et non contournable des pesticides dans l'agriculture provoque un problème de contamination des milieux naturels (sol, eau et air) ; la toxicité de ces derniers et leurs produits de dégradation fait de ces substances chimiques un risque potentiel pour notre environnement.

La contamination des eaux usées, les eaux de surfaces et les eaux souterraines par les pesticides ne présente pas un caractère de nouveauté mais reste un problème d'actualité [1].

La pollution de l'eau par les produits Phytopharmaceutique peut se faire suivant trois voies d'écoulement : soit par ruissellement où la concentration est en générale maximale, soit par le drainage artificiel des sols, soit par lixiviation. Les principales substances responsables des déclassements en qualité mauvaise sont le glyphosate et ses produits de dégradation (près de 65% des cas), le diuron, l'atrazine et le 2,4-D [2].

Face à ces problèmes récurrents, de nombreuses recherches ont été mis en œuvre afin de traiter les eaux chargées en polluants organiques de façon efficace.

Aujourd'hui, de nombreuses techniques existent pour traiter les eaux chargées par des pesticides. Il s'agit le plus souvent de traitements physiques (adsorption sur CA) [3], mais ce procédé est relativement très couteux

L'utilisation des matériaux naturels tel que le sable des dunes comme un lit filtrant peut s'avérer être une technique de choix pour la dépollution des eaux chargées aux polluants organiques en zones arides.

La région de Ouargla est très riche en gisement de sable dunaire, et la majorité de ces sables répondent du point de vue caractéristiques aux normes de filtration biologique. Leur valorisation comme un support de filtration des eaux usées a déjà fait l'objet de quelques études [4].

C'est dans ce contexte qui s'inscrit notre travail qui a été réalisé au sein de laboratoire «biogéochimie des milieux désertiques» dans le domaine de traitement des eaux sur un lit fixe de sable de dune de N'GOUSSA et charbon actif commercial (NC60).

Cette étude est une approche expérimentale permet de déterminer l'efficacité d'élimination sur un lit fixe à partir des courbes de percée (étude dynamique) concernant une solution aqueuse contenant de l'acide 2,4-D.

Dans ce présent travail nous allons aborder dans la première partie une étude bibliographique relative aux généralités sur les pesticides, le phénomène d'adsorption et La filtration sur sable.

La deuxième partie est consacrée à l'étude expérimentale avec une discussion qui comporte :

- Les caractéristiques des matériaux filtrant et la mise en place des filtres
- Les méthodes d'analyses appliquées dans cette étude et les caractéristiques de l'adsorbat étudié
- Enfin une partie des résultats obtenus par cette expérience et ses discussions.

Nous terminons ce travail par une conclusion générale ainsi que quelques perspectives et recommandations, ponctuent notre travail.

SYNTHÈSE
BIBLIOGRAPHIQUE

CHAPITRE I
GÉNÉRALITÉS SUR LES
PESTICIDES

I.1.Introduction

Les polluants organiques sont généralement les substances chimiques qui persistent dans l'environnement, et la pollution par ces substances est perçue au travers de leur présence dans les milieux aqueux, dans l'air ou le sol ainsi que par leur accumulation dans les tissus des organismes vivants à travers la chaîne alimentaires.

Les polluants organiques sont classiquement les hydrocarbures, les pesticides, les colorants, les dioxines et les dérivés de phénol, etc. Chaque famille de polluants a des caractéristiques physico-chimiques différentes qui conditionnent leur devenir dans les sols, dans l'air ou en milieu aqueux, et surtout leur comportement dans l'environnement[5] .

Les pesticides sont parmi les polluants les plus dangereux de l'environnement en raison de leurs stabilités, leurs mobilités, et les effets à long terme sur les organismes vivants. Le devenir des pesticides concerne tout le milieu naturel dans son ensemble (sol, eau et air) mais le sol reste un compartiment clé [6].

La pollution par les pesticides est généralement chronique et se manifeste à la suite d'évènements pluvieux qui génèrent sur les terres agricoles de processus d'infiltration et de ruissellement, responsables de transfert des produits phytosanitaires vers les eaux souterraines et superficielles [7].

I.2.Les pesticides

Un pesticide ou (produit phytosanitaire) est une substance chimique utilisée pour lutter contre des organismes considérés comme nuisibles. C'est un terme générique qui rassemble les insecticides, les fongicides, les herbicides, les parasitocides. Ils s'attaquent respectivement aux insectes ravageurs, aux champignons, aux « mauvaises herbes » et aux vers parasites [8].

I.3.Classification des pesticides

En générale les substances actives sont classées en fonction de :

- La nature de l'espèce à combattre (1^{er} système de classification)
- La nature chimique de la principale de la substance active (2^{eme} système de classification) [6,9].

I.3.1. 1^{er} système de classification

Il repose sur le type de parasites à contrôler. Il existe principalement trois grandes familles d'activités [9] :

- **Les Herbicides** : Représentent les pesticides les plus utilisés dans le monde, toutes cultures confondues. Ils sont destinés à éliminer les végétaux rivaux en concurrence avec les plantes à protéger en ralentissant leur croissance [9,10].
- **Les Insecticides** : Ils sont utilisés pour la protection des plantes contre les insectes. Ils interviennent en les éliminant ou en empêchant leur reproduction [9,10].
- **Les Fongicides** : Permettent quant à eux de combattre la prolifération des maladies des plantes provoquées par des champignons encore des bactéries [9,10].

I.3.2. 2^{ème} système de classification

Le deuxième système de classification tient compte de la nature chimique de la substance active majoritaire qui compose les produits phytosanitaires.

Les principaux groupes chimiques comprennent[10,11] :

- ❖ Les organochlorés ;
- ❖ Les organophosphorés ;
- ❖ Les carbamates ;
- ❖ Les pyréthrinoïdes ;
- ❖ Les triazines ;
- ❖ Les urées substituées.

I.4. Problématique environnementale des pesticides

Depuis près de cinquante ans, les pesticides ont été mis en évidence dans tous les milieux : dans les eaux des rivières et des nappes phréatiques, dans l'air, dans les eaux de pluie et dans les sols. Les pesticides peuvent avoir des effets directs sur les écosystèmes des zones d'application. Ainsi, la fertilité des sols peut être ébranlée à travers la diminution voire la disparition de certaines populations comme celles des lombrics [12].

Pendant et après l'application du produit phytosanitaire, une bonne fraction se dissémine dans l'environnement. Parvenus dans ces écosystèmes, ces produits réagissent avec leurs

composantes que sont l'air, l'eau, le sol et les organismes vivants s'y trouvant. Par ailleurs, l'application locale d'un produit phytosanitaire peut permettre une extension dans les compartiments environnementaux grâce aux phénomènes naturels (ruissellement, vent, évaporation...) augmentant par conséquent le champ de pollution [13].

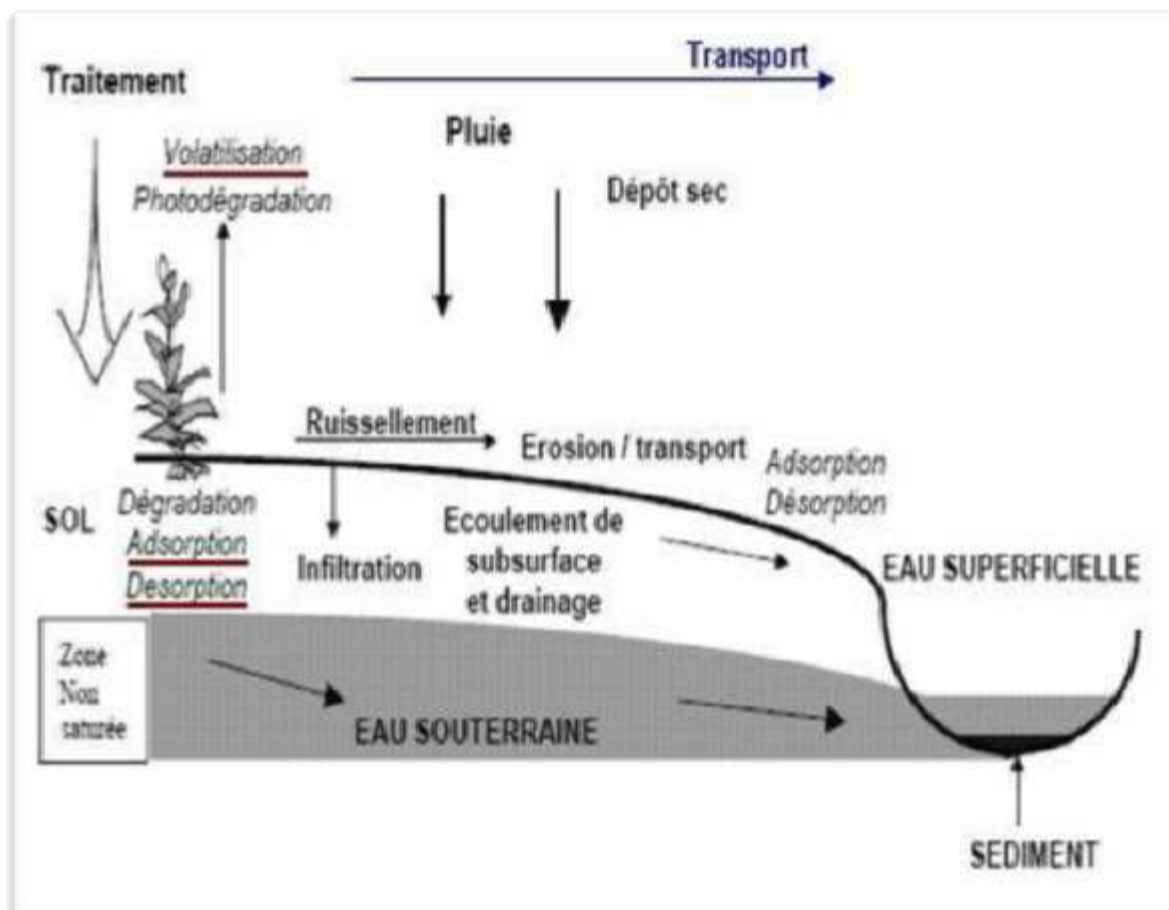


Figure I.1: Mécanismes de transferts des pesticides dans les milieux de l'environnement (d'après le schéma conceptuel du CORPEN) [14].

I.4.1. Les pesticides dans les eaux

En 2004, L'Institut Français de l'Environnement (IFEN) avançait que 80% des eaux de surface et 57% des eaux souterraines analysées présentent des concentrations en pesticides supérieures au seuil de potabilité et induisent la perturbation du milieu aquatique. La majorité des molécules détectées appartiennent à des familles d'herbicides [15].

La dérive par pulvérisation mise à part, l'eau est l'un des vecteurs principaux du transfert des substances phytosanitaires appliquées sur les parcelles vers les milieux aquatiques [16]. La contamination des eaux par les pesticides est la plus étudiée par rapport à celle des autres compartiments (sol et atmosphère) [15].

La pollution de l'eau par les PPP peut se faire suivant trois voies d'écoulement : soit par ruissellement où la concentration est en générale maximale (lors de fortes pluies survenant peu de temps avant l'application), soit par le drainage artificiel des sols (avec des concentrations moyennes), soit par lixiviation (concentrations moyennes à faibles) [2].

Les principales substances responsables des déclassements en qualité mauvaise sont le glyphosate et ses produits de dégradation (près de 65% des cas), le diuron, l'atrazine et le 2,4-D [2].

Dans les eaux naturelles, les pesticides sont présents à une concentration de l'ordre de quelques microgrammes/litre [17].

I.5. La source de contamination

L'agriculture est la principale source d'apports de produits phytosanitaires à l'environnement, même s'il ne faut pas négliger les sources d'origines industrielles ou urbaines. Les pollutions peuvent être ponctuelles et/ou diffuse. Ces dernières découlent essentiellement des pratiques agricoles ; le transfert de produits hors de la parcelle suite à un événement pluvieux peut conduire à la contamination du milieu aquatique [15].

I.6. Réglementation

La directive européenne prévoit des mesures visant à réduire progressivement les rejets, les émissions et les pertes des substances prioritaires et la suppression progressive des substances dangereuses prioritaires. Par exemple, l'utilisation du lindane est ainsi interdite depuis 1998 tandis que l'atrazine n'est plus distribué depuis le 30 septembre 2002 et son utilisation est interdite depuis le 30 septembre 2003.

Concernant l'eau destinée à la consommation, la norme française en vigueur est issue du décret 2001-1220 du 20 décembre 2001 et définit les limites suivantes :

- Pour l'eau potable : $0,1 \mu\text{g.l}^{-1}$ par pesticide et $0,5 \mu\text{g.l}^{-1}$ pour l'ensemble des molécules,
- Pour les eaux brutes utilisées pour produire de l'eau potable : $2 \mu\text{g.l}^{-1}$ par pesticide et $5 \mu\text{g.l}^{-1}$ pour l'ensemble des molécules [18].

I.7.Toxicité des pesticides sur la santé humaine

La contamination de l'homme par les pesticides peut se faire par différentes voies. Il peut les adsorber via les aliments, l'eau, par contact avec la peau ou encore par inhalation. De plus, les pesticides regroupent un grand nombre de molécules dont les effets sur l'homme sont différents. Certains produits qui présentent une toxicité aiguë importante peuvent être éliminés facilement par l'organisme. A l'inverse, d'autres substances de toxicité moindre sont susceptibles de s'accumuler dans l'organisme et d'induire des effets à long terme qui sont difficilement quantifiables [9].

CHAPITRE II
GÉNÉRALITÉS SUR
L'ADSORPTION

II.1.Introduction

L'adsorption est un phénomène de surface qui correspond à la fixation de molécules (adsorbats) sur la surface d'un solide (adsorbant ou substrat). C'est un procédé de traitement, bien adapté pour éliminer une très grande diversité de composés toxiques dans notre environnement. Elle est essentiellement utilisée pour le traitement de l'eau et de l'air. Ce procédé définit la propriété de certains matériaux de fixer à leur surface des molécules (gaz, ions métalliques, molécules organiques, etc.) d'une manière plus ou moins réversible [19].

II.2.Type d'adsorption

Les interactions adsorbat-adsorbant mettent en évidence deux types d'adsorption :

II.2.1.Adsorption physique

L'adsorption physique est un phénomène réversible gouverné par des forces attractives de nature physique, comprenant les forces de Vander Waals. Ces forces ne détruisent pas l'individualité des molécules adsorbées et lorsqu'elles opèrent, elles correspondent à des énergies faibles qui sont de l'ordre de quelques Kilocalories par mole. Ce phénomène consiste essentiellement en la condensation de molécules sur la surface du solide est favorisé par un abaissement de la température [20].

II.2.2.Adsorption chimique

L'adsorption chimique est un phénomène irréversible géré par des interactions chimiques qui provoque un transfert ou une mise en commun d'électrons entre l'adsorbat et la surface de l'adsorbant. On assiste donc à une destruction de l'individualité des molécules adsorbées et la formation de nouveaux composés à la surface de l'adsorbant. Ce type d'adsorption se développe à haute température et met en jeu une énergie élevée variant de 10 à 100 Kcal par mole [20,21].

II.3.Les facteurs influençant l'adsorption

Certains paramètres peuvent influencer le processus d'adsorption et notamment la capacité et la cinétique de rétention. On peut citer:

- La température qui définit la nature de l'adsorption.
- La structure de l'adsorbant et taille de ses particules qui jouent un rôle déterminant dans la fixation du substrat. En effet plus la taille des particules est petite, plus on a de surfaces de contact. Ce qui va donc augmenter le pouvoir de rétention. Mais aussi, cette surface s'accroît lorsque le support est poreux.
- La taille des molécules de l'adsorbat qui peut influencer grandement le processus d'adsorption par leur disposition sur la surface du matériau [22,23].

II.4. Description du mécanisme d'adsorption

L'adsorption se produit principalement en quatre étapes. La figure (II.1) représente un matériau (adsorbant) avec les différents domaines dans lesquels peuvent se trouver les molécules organiques ou inorganiques qui sont susceptibles de rentrer en interaction avec le solide.

- Diffusion de l'adsorbât, de la phase liquide externe, vers celle située au voisinage de la surface de l'adsorbant.
- Diffusion extragranulaire de la matière (transfert du soluté à travers le film liquide vers la surface des grains).
- Transfert intragranulaire de la matière (transfert de la matière dans la structure poreuse de la surface extérieure des graines vers les sites actifs).
- Réaction d'adsorption au contact des sites actifs. Une fois adsorbée, la molécule est considérée comme immobile.

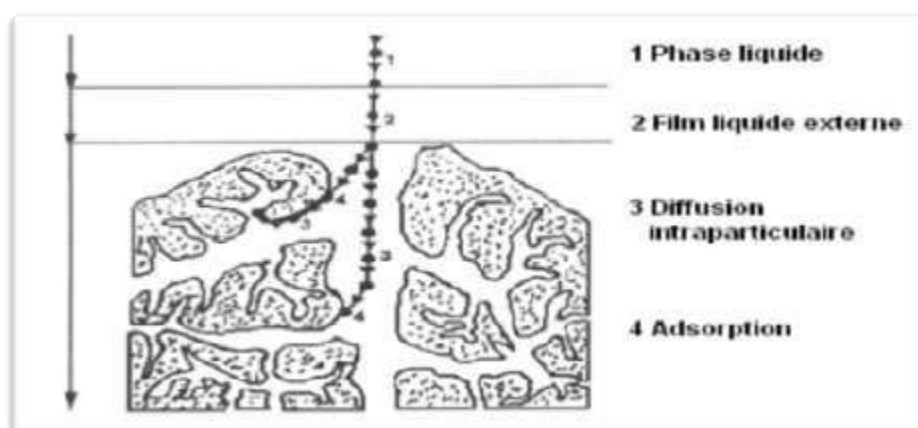


Figure II.1 : Domaines d'existence d'un soluté lors de l'adsorption sur un matériau Microporeux [24].

II.5. L'adsorbant

II.5.1. Production et activation du charbon actif

Le charbon actif se rapporte à l'ensemble des substances carbonées présentant une surface spécifique élevée (700-1500 m² /g) et une porosité également très élevée. Cela explique pourquoi ce matériau est très utilisé dans le traitement des eaux potables, des eaux résiduaires tertiaires (urbaines) et enfin des eaux résiduaires industrielles. Nous rappelons de façon très brève les étapes de production de cet adsorbant

- Le séchage de la matière première : tourbe, bois, noix de coco, charbon bitumeux etc.
- La carbonisation sous atmosphère contrôlée (absence d'air) à une température de 400 à 600 °C. Celle-ci permet l'élimination de toutes les matières organiques volatiles.
- L'activation obtenue par une oxydation ménagée à une température de 400 °C environ. Elle peut être également obtenue avec le gaz carbonique (CO₂) et la vapeur d'eau (H₂O) à des températures élevées. Le produit final possédera un ensemble de paramètres, au niveau de sa texture (surface spécifique et porosité) et également au niveau des groupements fonctionnels (types de fonctions organiques présents à la surface, essentiels dans le processus d'adsorption) [25].

II.5.2. Structure poreuse et surface spécifique

En théorie tous les solides sont des adsorbants. Dans l'industrie, les solides les plus utilisés sont les charbons actifs, les zéolithes, les gels de silice et les alumines activées.

Les capacités d'adsorption particulièrement élevées de ces matériaux sont en partie liées à leurs structures poreuses très développées et leurs grandes surfaces spécifiques [26].

II.5.2.1. Structure poreuse de l'adsorbant

La classification des pores proposée par Dubinin (1979) et adoptée actuellement par l'Union Internationale de Chimie Pure et Appliquée (U.I.C.P.A.) est fondée sur leurs tailles. Trois catégories de pores ont été définies :

- Les micropores dont le rayon est inférieur à 2 nm
- Les mésopores dont le rayon est compris entre 2 et 50 nm ;
- Les macropores dont le rayon est supérieur à 50 nm.

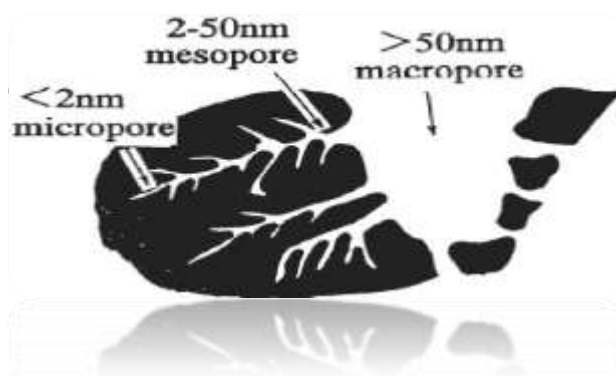


Figure II.2 : Structure des pores du charbon actif[27].

Chaque type de pores 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 mésopores constituent les voies de passage vers les micropores.

Tableau II.1. Répartition des pores d'un adsorbant [28]

Désignation	Rayon moyen des pores (nm)	Volume poreux ($\text{cm}^3 \cdot \text{g}^{-1}$)	Surface spécifique ($\text{m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$)
Micropores	< 2	0,2 – 0,6	400 – 900
Mésopores	2 – 50	0,02 – 0,1	20 – 70
Macropores	> 50	0,2 – 0,8	0,5 – 2

II.5.2.2. La surface spécifique des adsorbants

La surface spécifique ou aire massique (en $\text{m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$) est la surface totale par unité de masse d'adsorbant accessible aux molécules. Toute la surface des particules d'adsorbant est considérée, porosité ouverte comprise, pour le calcul de la surface spécifique qui cumule donc la surface intérieure de tous les pores constituant le grain d'adsorbant. La surface spécifique comprend la surface externe et la surface interne d'un adsorbant.

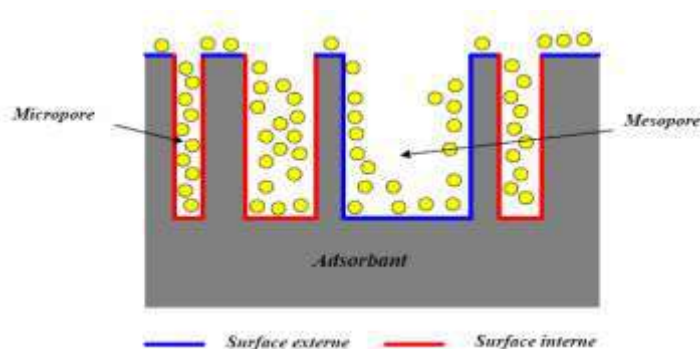


Figure II.3. Représentation schématique de la surface interne et externe d'un adsorbant [29].

La surface interne est la surface microporeuse représentée par les parois des micropores. La surface externe est la surface non-microporeuse qui comprend les parois des mésopores et des macropores, ainsi que la surface non poreuse de l'échantillon. Pour les charbons actifs, cette surface varie entre 10 et $200 \text{ m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$ environ.

D'un point de vue physique, la différence entre la surface interne et la surface externe est que la valeur de l'énergie d'adsorption peut être jusqu'à deux fois plus grande sur les parois des micropores que sur la surface externe. Ce phénomène s'explique par la présence de deux parois opposées proches créant une double interaction pour une molécule adsorbée dans un micropore. Une autre différence essentielle entre l'adsorption dans les micropores et les pores plus grands réside dans les mécanismes même de l'adsorption. L'adsorption graduelle multicouche ne s'opère que dans les mésopores et macropores comme le décrit la méthode B.E.T. [29]. Rappelons que cette méthode permet d'obtenir la surface spécifique, le volume microporeux et le volume mésoporeux d'un solide par adsorption physique d'azote.

II.6.Principales applications

Les charbons actifs sont utilisés dans plusieurs domaines :

- Le traitement des eaux potables ou des eaux industrielles qui sont produites à partir des eaux de surface. Le charbon actif fixe alors les composés organiques dissous qui n'ont pas été éliminés par autoépuration (ou élimination biologique naturelle). Nous citons en exemple les substances qui donnent le goût et la saveur à l'eau. Ces adsorbants retiennent également certains métaux lourds à l'état de traces.
- Le traitement tertiaire des eaux résiduaires ou industrielles. Dans ce cas le charbon actif peut être considéré comme un complément au traité biologique.

- Le traitement des eaux résiduaires industrielles : ce traitement est employé lorsque l'utilisation des techniques biologiques n'est pas permise. Le but du charbon actif est donc d'éliminer les composés toxiques non biodégradables.
- La purification industrielle des produits pharmaceutiques, chimiques ou alimentaires (sucre, huiles végétales...).
- L'action catalytique en tant que support de catalyseur.

Enfin, Il est à noter que les traitements avec le charbon actif en poudre ou en grains sont d'un intérêt croissant car ils se caractérisent essentiellement par :

- Un faible coût dynamique.
- Une mise en œuvre simple.
- Une meilleure compétitivité par rapport à d'autres procédés de traitement telle que la biodégradation [30].

II.7. Capacité d'adsorption

La capacité d'adsorption d'un adsorbant est définie comme étant la quantité de substrat (masse ou volume) adsorbée par unité de poids d'adsorbant pour une température donnée.

Elle nécessite la prise en compte de nombreux paramètres aussi bien pour l'adsorbat (taille des molécules, solubilité dans l'eau, etc.) que pour l'adsorbant (surface spécifique, structure et type de particules, le constituant etc.) [31].

$$Q = \frac{(C_0 - C_e) V}{m} \quad (01)$$

Q : Capacité d'adsorption du support (mg/g) ;

C₀ : Concentration initiale du substrat (mg/l) à t = 0 ;

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

V : Volume de la solution (litre) ;

m : Masse du support (g).

II.8. Isotherme d'adsorption

Les isothermes d'adsorption sont des courbes expérimentales qui représentent les variations (masse ou volume) du substrat adsorbé (gaz ou liquide), par poids d'adsorbant en

fonction de la concentration (en phase liquide) ou de la pression (en phase gazeuse). Elles sont exprimées généralement par des équations mathématiques, non cinétiques. Ces expressions mathématiques sont obtenues à partir d'expériences réalisées en réacteur statique [31,32].

II.8.1. Classification des isothermes d'adsorption

Gilles et coll. (1974) ont proposé les modèles d'adsorption, dont lesquels quatre types particuliers sont maintenant employés comme les quatre formes principales d'isothermes généralement observées [33].

- Les isothermes de Types **S** s'obtiennent lorsque les molécules du soluté ne s'accrochent au solide que par l'intermédiaire d'un seul groupement.
- Les isothermes de type **L** (dites de Langmuir) se rencontrent dans le cas où l'adsorption du solvant est faible et lorsque les molécules de l'adsorbant sont orientées à plat.
- Les isothermes de type **H** (haute affinité) s'obtiennent lorsqu'il y a chimisorption du soluté indiquant une forte affinité entre l'adsorbant et l'adsorbant
- Les isothermes de type **C** s'observent lorsqu'il y a compétition entre le solvant et le soluté pour occuper les sites de l'adsorbant [34].

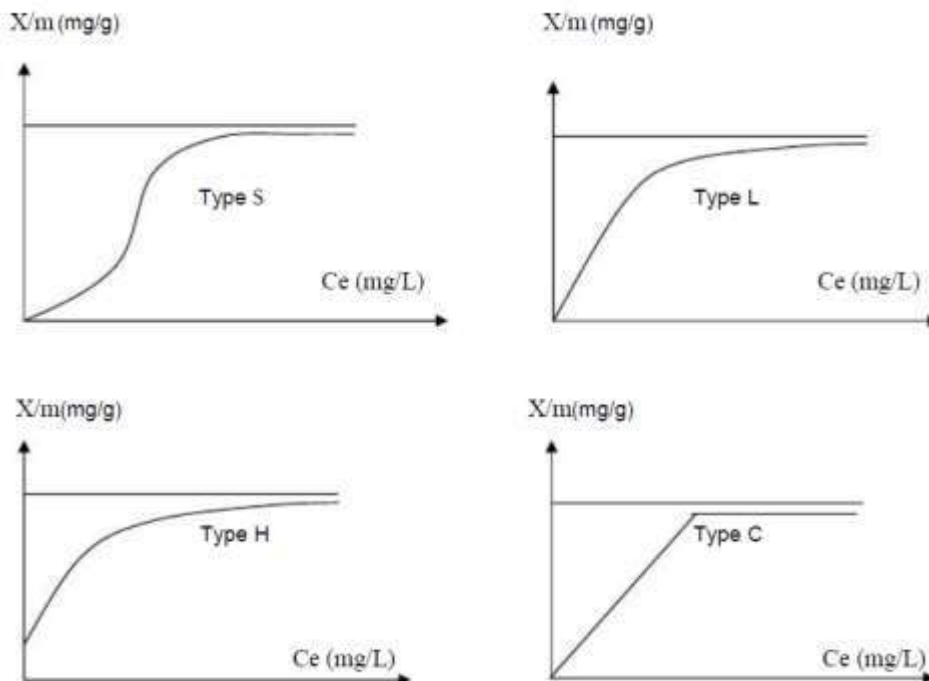


Figure II.4: Classification des allures des isothermes d'équilibre d'adsorption [35].

II.9. Modèles d'adsorption

II.9.1. Adsorption en mode statique

L'efficacité d'un traitement par adsorption peut être dans un premier temps approché par des essais discontinus (batch test). Ces essais se déroulent dans un récipient, où le liquide est mis en contact de l'adsorbant. Ces essais permettent, en particulier, de juger l'efficacité de différents adsorbants, de déterminer leur temps d'équilibre et d'estimer les concentrations résiduelles qu'on pourra atteindre en polluant [36].

II.9.1.1. Modèle de Freundlich

En 1906, Freundlich a proposé un autre modèle pour décrire l'adsorption en milieu gazeux ou liquide. C'est une équation empirique largement utilisée pour la représentation pratique de l'équilibre d'adsorption. Ce modèle est basé sur une distribution exponentielle des énergies au sein des sites d'adsorption et se caractérise par une adsorption en sites localisés. Il convient de mentionner aussi, que celui-ci s'applique dans le cas des solutions diluées. Il peut être décrit par l'équation (02) [37].

$$Q_e = K_f C_e^{\frac{1}{n}} \quad (02)$$

Où :

Q_e : Capacité adsorbée par unité de masse d'adsorbant (mg/g) ;

K_f : Constante de Freundlich ;

$\frac{1}{n}$: Constante se rapportant à l'intensité de l'adsorption en coordonnées logarithmiques.

La forme linéaire de cette équation est la suivante (03):

$$\ln Q_e = \ln k_f + \frac{1}{n} \ln C_e \quad (03)$$

Cela permet de déterminer le k_f et $\frac{1}{n}$, en représentant selon figure (II.5)

$$\ln Q_e = f(\ln C_e)$$

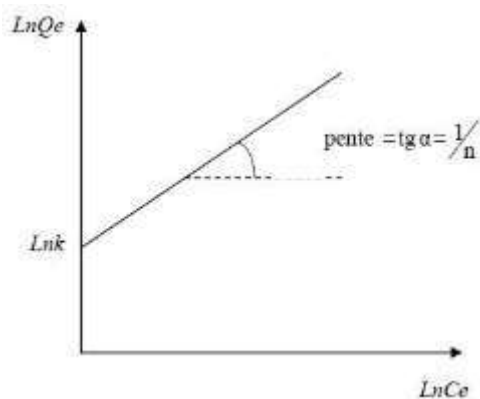


Figure II. 5: linéarisation de l'équation de Freundlich

II.9.1.2. Autres modèles

Le tableau (II.2) résume quelques modèles d'adsorption en mode statique.

Tableau II.2 : Modèles d'isothermes d'adsorption en mode statique [1].

Modèle	Equation	Linéarisation et résolution	Hypothèses principales
Langmuir	$q_e = q_m \frac{bC_e}{1 + bC_e}$	$\frac{1}{q_e} = \frac{1}{q_m} + \frac{1}{bq_m} \cdot \frac{1}{C_e}$	Sites localisés - monocouche Surface homogène Absence d'interaction latérale
Langmuir- Freundlich	$q_e = \frac{AC\beta}{1 + BC\beta}$	Résolution numérique	Redlich Peterson (1959) $\alpha=1$ $\beta < 1$ Radke Prausnitz (1972) $\beta = \alpha - 1$ Fritz Schundler (1974) $\alpha \leq 1$ $\beta \leq 1$

II.9.2. Adsorption dynamique

C'est la technique d'adsorption la plus ancienne. Le procédé comporte au minimum deux colonnes. L'une étant en adsorption, l'autre en désorption.

Les colonnes d'adsorption sont souvent de forme cylindrique, verticale et comportent des plateaux perforés sur lesquels repose l'adsorbant. Lorsque la masse de l'adsorbant est alors déposé sous forme de couche parallélépipédique horizontale [38].

Divers modèles mathématiques simples tels que les modèles de Bohart–Adams, Thomas, Wolborska, Clark et été développés pour prévoir le comportement dynamique de la colonne et pour estimer quelques coefficients cinétiques. Ci-dessous, ces modèles sont décrits. On doit prendre en considération les conditions d'application de chaque modèle et leur utilisation pour l'étude de l'adsorption dans une colonne par la majorité des chercheurs [39].

II.9.2.1. Modèle de Bohart– Adams

Bohart– Adams en 1920[40] ont établi l'équation fondamentale, qui décrit le rapport C_e/C_0 en fonction de temps dans un système continu, et bien qu'il ait été, à l'origine, appliqué à un système gaz-solide, il a été transposé par la suite pour décrire et mesurer d'autres types de systèmes. Ce modèle suppose que le taux de sorption est proportionnel à la capacité résiduelle du solide et à la concentration de la substance adsorbée. Ce modèle est employé pour décrire la partie initiale de la courbe de percée. Son équation peut être décrite comme suit :

$$\frac{C_e}{C_0} = \exp\left(\left(K \cdot C_0 \cdot t\right) - \frac{K \cdot N_0 \cdot Z}{v}\right) \quad (04)$$

Avec

- **K**: est la constante cinétique d'adsorption adsorbant-adsorbant en $\text{m}^3 \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{min}^{-1}$;
- **N₀** : est la capacité d'adsorption maximale en $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$;
- **C_e** : est la concentration du soluté à l'équilibre $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$;
- **C₀** : concentration initiale du soluté en solution $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$;
- **v** : vitesse de migration $\text{m} \cdot \text{min}^{-1}$;
- **Z** : hauteur du lit adsorbant m.

II.9.2.2. Modèle de Thomas

Le modèle de Thomas [41] est le plus répandu et il est plus employé pour décrire le comportement du processus de sorption dans les colonnes en lit fixe. Sa limitation principale est qu'il considère que la sorption n'est pas limitée par la réaction chimique mais est commandée par le transfert de masse à l'interface [42]. Ce modèle peut être décrit par l'expression suivante:

$$\frac{c_e}{c_0} = \frac{1}{1 + \exp\left(\frac{k_{Th}}{Q}(q_0 m - c_0 v_{ef})\right)} \quad (05)$$

Avec :

- K_{Th} est la constante de Thomas en ($m^3 \cdot kg^{-1} \cdot s^{-1}$) ;
- q_0 : est la capacité maximale d'adsorption ($kg \cdot kg^{-1}$).

II.9.2.3. Modèle de Clark

Clark (1987) a défini une nouvelle simulation des courbes de percée. Ce modèle utilise le concept de transfert de masse ainsi que la relation de Freundlich pour ce qui est des paramètres d'équilibre K_c et $1/n$ selon les équations suivantes [43,45].

$$\frac{c_e^{1-n}}{c_0} = A \exp^{-rt} \quad (06)$$

Avec

$$A = \exp\left(\frac{K_c \cdot N_0 Z}{U}\right) \quad (07)$$

$$\text{et } r = K_c C_0 \quad (08)$$

Avec

- K_c : constante de Clark ($m^3 \cdot kg^{-1} \cdot s^{-1}$) ;
- n est la constante de Freundlich.

II.9.2.4. Modèle de Wolborska (1989)

En partant de l'équation générale de transfert de masse, on peut obtenir la relation de Wolborska [46]

$$\frac{\partial C}{\partial t} + U \frac{\partial C}{\partial Z} + \frac{\partial N}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial Z^2} \quad (09)$$

Avec

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -V \frac{\partial C}{\partial z} = \beta (C - C_i) \quad (10)$$

Et
$$V = \frac{U \cdot C_0}{N_0 + C_0} \quad (11)$$

- V : vitesse de migration du front d'adsorption ;
- β : coefficient cinétique de transfert de masse ;
- D : coefficient de diffusion axiale ;
- C_i : concentration du soluté à l'interface solide liquide.

Si on suppose que $C_i \ll C$, $V = U - v$, $N_0 \gg C_0$, $\beta = \beta_0$ quand $t \rightarrow 0$ et en utilisant le paramètre n de Freundlich, on obtient l'équation finale de Wolborska :

$$\text{Ln} \frac{C_e - \beta_a C_0}{C_0 - N_0} \cdot t - \frac{\beta_a Z}{U} \quad (12)$$

Avec

$$\beta_a = \frac{U^2}{2D} \left[1 + \frac{4\beta_0}{U^2} - 1 \right]^{1/2} \quad (13)$$

CHAPITRE III

FILTRATION SUR SABLE

III.1. Généralités sur la technique de filtration

La filtration est l'une des techniques les plus anciennes et de loin la plus appliquée dans les opérations de traitement de l'eau, qu'elle soit à usage industriel ou domestique [47].

La filtration est une méthode qui consiste à séparer les particules solides du milieu liquide à l'aide d'une matière poreuse. Il existe divers systèmes de filtration qui épurent les eaux en les faisant passer à travers un milieu filtrant.

Les filtres peuvent être faits de sable, de tourbe, de charbon activé, de terre à diatomées ou d'autres matériaux utilisés séparément, ou en combinaison pour filtrer l'eau et retenir les particules aussi pour promouvoir la croissance des microorganismes qui décomposent les polluants [48,49].

III.2. Types de filtration

On distingue 3 types de filtration :

III.2.1. Filtration à sable rapide

Le filtre à sable rapide est le type le plus utilisé dans le traitement des eaux de consommation. Le matériau filtrant est maintenu en place par gravité et l'écoulement de l'eau se fait de haut en bas [50], elle s'effectue à des vitesses supérieures à 5 m/h. Cette technique permet d'éliminer les particules non décantables [51].

III.2.2. Filtration sous pression

Le filtre sous pression fonctionne selon les mêmes principes que le filtre à sable rapide, sauf que leurs couches de sable et de graviers, ainsi que leurs réseaux de drainage, sont situés dans des cylindres horizontaux ou verticaux, les quels sont conçus pour supporter des pressions de l'ordre de 1000KPa [52].

III.2.3. Filtration à sable lente (biologique)

Les filtres à sable lents doivent être construits de telle sorte que l'eau traverse lentement une couche de sable fin et que les particules les plus grosses soient arrêtées près de la surface du sable. Ces particules forment une couche poreuse très fine, dont la surface totale

de veinules ou de pores est très grand. Ce qui facilite l'adsorption des impuretés par cette couche ou par le sable sous-jacent, cette couche poreuse est constituée de bactéries, d'algues et de protozoaire. La filtration lente combine donc les effets de processus physiques et de processus biologiques [53].

III.2.3.1. Les avantages des filtres lents

- Les filtres lents permettent de ne pas recourir à la coagulation.
- Les matériaux de construction de ces filtres sont simples ; on peut les trouver sur place.
- On peut aisément se procurer du sable sur place.
- La surveillance du fonctionnement de ces filtres est simple.
- Leur effluence est moins corrosive et de qualité plus constante que celle des
- Filtres rapides, lesquels exigent un traitement chimique.
- Ils éliminant bien les bactéries [52].

III.2.3.2. Les inconvénients des filtres lents

- Les filtres lents occupent une grande superficie. Ils exigent une installation de grandes dimension, un volume de sable important et des travaux coûteux.
- Leur utilisation est coûteuse lorsque la turbidité des eaux brutes dépasse 30unités néphélémétries et ce durant de longues périodes de temps, sauf lorsqu'on fait préalablement sédimenter les impuretés de manière à abaisser suffisamment le degré de turbidité de ces eaux.
- Ils donnent de mauvais résultats lorsque les eaux sont riches en algues et n'ont pas été préalablement traitées [52].

III.3. Cinétique de la filtration

L'eau à filtrer passe à travers un lit filtrant constitué de matériaux granulaires dont la hauteur des couches est importante ainsi que le type de filtre. Les matières en suspension sont retenues dans les espaces inter-granulaires, sur les plus grandes parties de la hauteur de la couche filtrante.

Il faut en moyenne deux jours pour que le filtre à sable lent commence à bien fonctionner. L'eau filtrée pendant ce temps n'est pas vraiment de meilleure qualité qu'avant.

La coagulation des matières colloïdales est réalisée par les enzymes sécrétées par des algues et micro-organismes qui se fixent sur le sable (membrane biologique).

La filtration lente donne de bons résultats de clarification, tant que l'eau demeure peu chargée en MES et que l'on respecte une faible vitesse finale de filtration. Mais dès que l'eau devient chargée les dégrossisseurs et les pré-filtres ont une efficacité insuffisante et la turbidité de l'eau traitée peut monter bien au-delà de la limite fixée par les normes si on ne réduit pas encore la vitesse de la filtration [53].

PARTIE EXPÉRIMENTALE

CHAPITRE IV

CARACTÉRISTIQUES DES

MATÉRIAUX FILTRANTS

IV.1. Caractéristiques de sable

Le sable utilisé est le sable de dune de N'GOUSSA de la région de OUARGLA. Ces sables ont été étudiés [54]. Il a une composition chimique très uniforme à forte prédominance siliceuse, avec une granulométrie homogène adéquate pour l'utiliser comme un lit de filtration.

IV.1.1. Préparation de sable lavé

Puisque le sable de N'GOUSSA contient une quantité importante des sels et à fin de réduire le nombre de paramètre variable dans nos expérience car les sels solubles peuvent influencer sur le processus de traitement ; il est nécessaire de laver ce dernier selon la méthode suivante :

- 1- Pour le lavage, nous avons réalisé la méthode à l'extrait de (1/5) terre/eau [55].
- 2- Lavage d'une grande quantité de sable avec l'eau de robinet pour se débarrasser des impuretés et de réduire la proportion des sels et la matière organique.
- 3- Rinçage par l'utilisation de l'eau douce chaude en contrôlant la valeur de la Conductivité électrique.
- 4- Rinçage par utilisation, de l'eau distillée chaude jusqu'à atteindre une valeur inférieur à 40 $\mu\text{s}/\text{cm}$.
- 5- Séchage à l'air libre pendant 24h.

IV.1.2. Analyses physiques de sable

IV.1.2.1. Analyse granulométrique

L'analyse granulométrique ou analyse mécanique consiste à séparer la partie minérale de la terre en catégories classées d'après dimension de particules minérales inférieures à 2 mm et à déterminer les proportions relatives de ces catégories, en pourcentage de la masse totale du sol minérale [56].

Les résultats d'une analyse granulométrique se présentent sous la forme d'une courbe granulométrique, la pente moyenne de la courbe granulométrique permet en outre de caractériser le degré d'uniformité de la taille des éléments minéraux du sol [57].

Afin de caractériser notre sable, nous avons procédé à l'analyse granulométrique suivant les normes AFNOR (NF 1996) : Nous avons tamisé 200g de sable par une série de tamis de diamètre variant de 0.05 mm à 2 mm.

La série nécessaire des tamis est comme suit : 2 mm; 1.600 mm; 1.250 mm ; 1 mm ; 0.800 mm ; 0.630 mm; 0.500 mm ; 0.400 mm ; 0.315 ; 0.250 mm ; 0.200 mm ; 0.160 mm ; 0.125 mm ; 0.100 mm ; 0.080 mm ; 0.063 mm ; 0.050 mm.

Les résultats de ces analyses sont montrés par les courbes granulométriques selon la figure (IV.1).

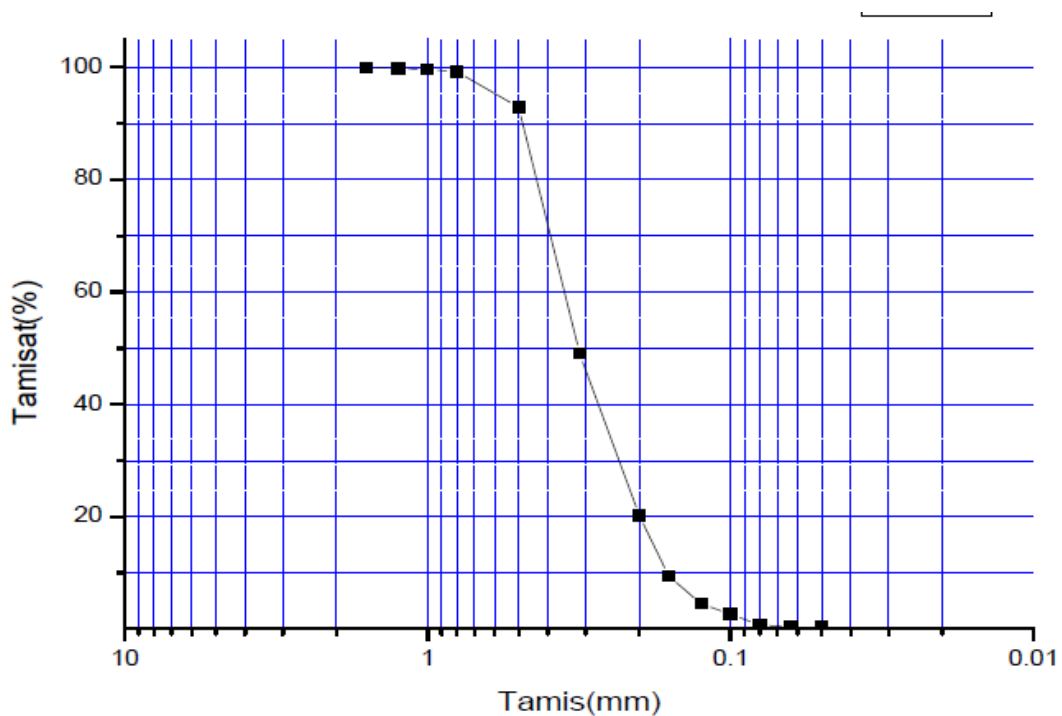


Figure IV.1 : Courbe granulométrique du sable de N'Goussa [58]

A partir de cette courbe nous pouvons calculer le diamètre effectif et le coefficient d'uniformité du sable

a. Diamètres effectifs :

Le diamètre efficace D_{10} exprime le diamètre de l'ouverture de tamis qui laisse passer 10% de l'échantillon du sable [59].

b. coefficient d'uniformité C_u :

Le coefficient d'uniformité (C_u), quant à lui, c'est le rapport entre deux diamètres apparents définis de telle sorte que la taille de 60% et respectivement 10% des particules soit inférieure. Soit d_{60} et d_{10} étant les valeurs lues en abscisse pour les points de la courbe

granulométrique correspondant aux ordonnées de 60% et 10%. Ce coefficient donne une indication quant à l'homogénéité granulométrique de la masse filtrante. Un coefficient d'uniformité égal à 1 est représentatif d'un sable homogène [60].

$$C_u = \frac{d_{60}}{d_{10}} \quad (14)$$

Nous avons classé les sables selon [60] tel que :

Si : $C_u \leq 2$, la granulométrie est très serrée ;

Si : $2 < C_u \leq 5$, la granulométrie serrée ;

c. Coefficient de classement :

Il s'agit du rapport entre deux diamètres apparents définis de telle sorte que la taille de 75% et respectivement 25% des particules soient inférieure. Ce coefficient constitue un indice de variation relative de la pente de la courbe [61].

$$C_c = \frac{d_{75}}{d_{25}} \quad (15)$$

IV.1.2.2. Porosité totale

La porosité totale d'un sol est exprimée au volume des vides exprimé en % du volume total [55]. Cette porosité est déterminée pour une mise en place bien déterminé (le sable est meuble dont il peut y'a voire plusieurs façon de mise en place).

Pour la détermination de la porosité on détermine la densité réelle D_r et la densité apparente D_a

a. La densité réelle :

Elle est déterminée par la masse des grains solides M_s rapportée à leur volume réel V_s [62,30].

$$D_r = \frac{M_s}{V_{sr}} \quad (16)$$

Pour mesurer cette grandeur on pèse une masse du matériau solide, puis introduit dans une éprouvette contenant un volume d'eau. la masse volumique est obtenue en divisant sa masse sur la soustraction de la valeur du volume d'eau du volume total.

D_r : La densité réelle

M_s : La masse de solide

V_{sr} : volume réel de solide

b. La densité apparente :

Cette grandeur définie par le rapport de la masse des éléments solides au volume total apparent du matériau, ce qui constitue un critère plus global de différenciation des matériaux [62,30].

$$D_{app} = \frac{M_s}{V_{sa}} \quad (17)$$

On peut obtenir ce paramètre en divisant la masse d'un matériau solide versé dans une éprouvette sur la valeur de son volume lu.

D_{app} : La densité apparente

M_s : La masse de solide

V_{sa} : Volume apparent de matériau

On peut estimer la valeur de la porosité en fonction de la densité réelle et la densité apparente par la formule (18) [55].

$$\eta \% = \left(1 - \frac{D_{app}}{D_r}\right) \times 100 \quad (18)$$

IV.1.3. Analyses chimiques de sable

IV.1.3.1. Le pH

Le pH est une notation servant à caractériser l'acido-alcalinité d'un milieu, elle représente donc pour une solution la quantité d'ions H^+ libres qu'elle contient. On effectue les mesures de pH d'une solution à l'aide d'un pH-mètre [55,63].

IV.1.1.3.2. La conductivité électrique

Elle représente l'aptitude d'une solution aqueuse à conduire un courant électrique. Cette aptitude dépend de la teneur en sel d'un échantillon du sol. Elle est mesurée à l'aide d'un conductimètre DDSJ-308A, selon les normes AFES (AFES 1995) sur un extrait du matériau filtrant [55,63].

Après la préparation de l'extrait de sol 1/5 nous avons mesuré le pH par le pH-mètre. Et de même façon pour la CE. Les résultats des paramètres physico-chimiques de notre sable utilisé sont regroupés dans le tableau (IV-1):

Tableau IV.1 : Paramètres physico-chimiques de sable utilisé

Paramètres	Valeur
D ₁₀ (mm)	0.12
D ₆₀ (mm)	0.19
D ₃₀ (mm)	0.28
C _u	2.33
C _c	1.07
D _{app} (kg/m ³)	1785
D _{réel} (kg/m ³)	2960
η %	39.69
pH	8.43
CE (μs/cm)	31.4

D'après les résultats obtenus nous constatons que la granulométrie de sable de N'GOUSSA est serrée ($2 < C_u \leq 5$) cette valeur nous a indiquée que notre sable répond aux exigences de filtration lente, qui exige $0.7 < C_u < 3$ [62,64]; ainsi que le sable est considéré comme un sable de forte porosité et a un caractère basique et non salin.

IV.2. Caractéristiques de charbon actif NC60

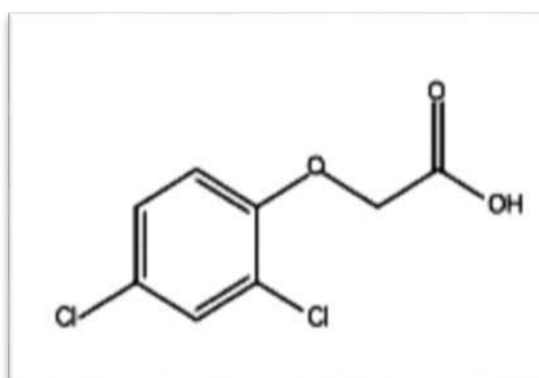
Le charbon actif commercial et d'un usage couramment en potabilisation a été utilisé lors de l'expérimentation. Le tableau (IV.2) cite les principales caractéristiques de charbon actif en grain utilisé (NC60).

Tableau IV.2 : Caractéristiques de charbon actif NC60 [65]

Propriétés	Valeur
S _{BET} (m ² /g)	1245
Volume poreux (cm ³ /g)	0.667
Volume microporeux (cm ³ /g)	0.434
Diamètre moyen des pores (nm)	2.28

IV.3. Caractéristique de l'adsorbat

L'adsorbat étudié est l'acide 2,4-dichlorophénoxyacétique, appelé couramment 2,4-D, est un herbicide systémique de type chlorophénoxy largement utilisé au Canada pour détruire les mauvaises herbes latifoliées dans les cultures céréalières et sur les terrains industriels, les pelouses, le gazon, les pâturages et les terres non cultivées. Il sert aussi à détruire les mauvaises herbes aquatiques [66]. Sa formule chimique et ses caractéristiques physico-chimiques sont illustrés sur la figure (IV.2) et dans le tableau (IV.3)

**Figure IV.2 :** La structure chimique de l'acide 2,4-D [67].**Tableau IV.3 :** Les propriétés physico chimiques de 2,4 D [67]

Propriétés physiques		Propriétés chimiques
T ^{ure} fusion	140,5 °C	Formule brute C ₈ H ₆ Cl ₂ O ₃
T ^{ure} ébullition	150 °C	
Solubilité 600mg/l (à 20°C)		Masse molaire 221,0 g/mol
Masse volumique 1,416 g.cm ⁻³ (à 25 °C)		

Des résidus de 2,4-D peuvent être présents dans les eaux de surface à la suite d'un traitement direct, d'un ruissellement ou de la dérive d'un nuage à partir des zones traitées, ou de la lixiviation à partir des eaux souterraines. Cet herbicide est sujet à une biodégradation

rapide dans l'eau, mais il peut aussi être en partie photolysé près de la surface. Le principal produit de la décomposition du 2,4-D est le 2,4-dichlorophénol [68].

La persistance du 2,4-D dans les systèmes aquatiques dépend du type d'eau, de la concentration des éléments nutritifs, de la pluie, de la lumière du soleil, de la température, de la population et de l'exposition antérieure des microorganismes ainsi que de la teneur en oxygène [69].

Parmi les facteurs qui influent sur la vitesse de la biodégradation, on compte la :

- Concentration de l'herbicide et la préparation d'herbicide utilisée,
- le type de sol, la concentration et l'acclimatation des microorganismes,
- l'humidité, la température, le pH et la teneur en oxygène [70].

Le tableau (IV.4) représente les conditions de conservation de l'acide 2.4-D

Tableau IV.4 : Les conditions de conservation de l'acide 2.4-D [71].

Nature de flaconnage	La durée de conservation	La température de conservation
Flacon en verre brun	Ne pas dépasser 3 jours	Réfrigérer à 4°C

IV.4.La mise en place des filtres

D'après les études antérieures [58] sur l'efficacité d'un lit fixe en bicouche (sable de N'GOUSSA et charbon actif) comme support filtrant, nous avons suivi la même mise en place des dispositifs avec le même protocole expérimentale, avec une proposition d'un filtrant mélangé de sable de N'goussa et CAC.

Pour notre étude nous avons réalisé 8 pilotes de filtration d'une même hauteur totale de support filtrant (400 mm), mais la hauteur de sable et de charbon actif contenu dans chaque pilote est différente.

IV.4.1. Préparation des pilotes

Nos pilotes de filtration sont des colonnes en PVC ouvertes en haut et fermées dans leur partie inférieure et avec une sortie munie d'un petit tuyau servant à l'évacuation des eaux filtrées. La colonne est de 500 mm de hauteur et de 34.5 mm de diamètre intérieur.

Pour la préparation d'un pilote, nous avons commencé par le placement d'un film pour éviter l'entraînement des particules. Ensuite on met une couche de CAG puis on complète le pilote avec le sable jusqu'à la fin de la hauteur.

Le tableau (IV.5) représente les caractéristiques de chaque pilote :

Tableau IV.5 : Caractéristiques de chaque pilote en hauteur du sable et du charbon actif

Pilote	1	2	3	4	5	6	7	8
Hauteur de sable (cm)	40	38.5	37	35.5	34	32.5	31	37
Hauteur de charbon (cm)	0	1.5	3	4.5	6	7.5	9	3

Remarque : Le pilote N°8 contient un lit filtrant de sable et charbon actif mélangé et les autres pilotes contiennent un lit filtrant bicouche.

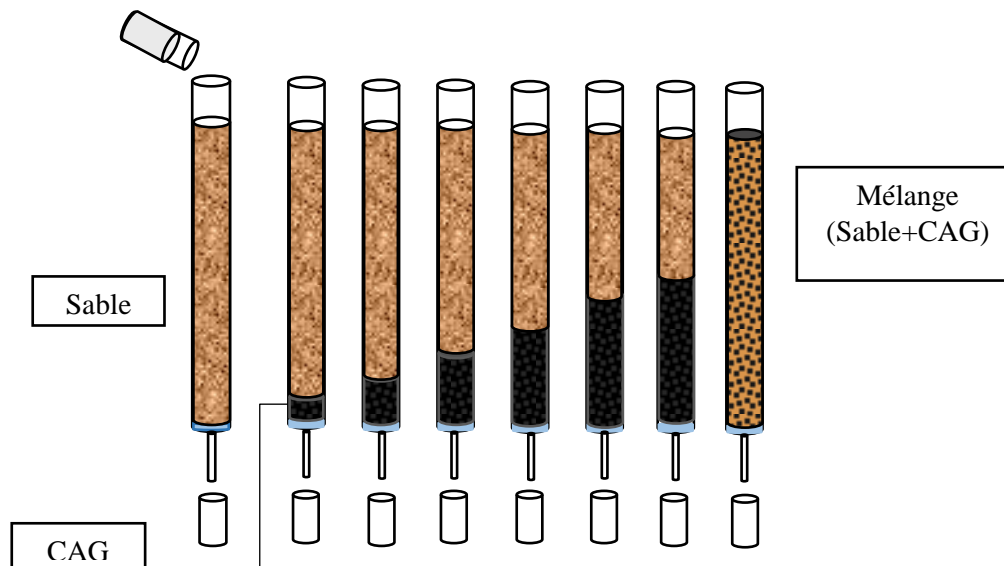


Figure IV.3 : Schéma des pilotes filtrants

IV.4.2. Calcul de débit d'alimentation

Pour avoir un bon fonctionnement des pilotes de filtration pendant toute la phase de l'expérimentation, nous avons choisi un débit d'injection qui permet d'évaluer un bon

rendement épuratoire, tout en prenant en considération le type de filtration et la surface du lit du matériau. Le choix du débit a été fait selon les normes de la filtration lente [72]. Le débit réel est de 50 à 75 l/j/m². Nous avons travaillé au laboratoire avec un débit de 250 l/j/m² (soit 3.33 à 5 fois le débit de fonctionnement pour accélérer les différentes phases de fonctionnement et réduire ainsi le temps de travail expérimentale). Notre surface des colonnes est de $9.34 \times 10^{-4} \text{ m}^2$ ce qui nous donne un débit journalier de fonctionnement.

$$(50 \times 5) \text{ l/j} \rightarrow 1 \text{ m}^2$$

$$\times \text{ l/j} \rightarrow 9.34 \times 10^{-4} \text{ m}^2$$

Alors notre débit à injecter chaque jour est : $q = 2.33 \times 10^{-1} \text{ l/j}$

Mais, comme nous ne pouvons travailler dans ces conditions dans notre laboratoire, nous sommes contraints de travailler 8/24 heures. Par conséquent, notre débit injecté par heure sera :

$$q = \frac{2.33 \times 10^{-1}}{8} = 2.912 \times 10^{-2} \text{ l/h} = 29.12 \text{ ml/h (par 8 injections)}$$

Pour faciliter les mesures on prend $q = 30 \text{ ml/h}$

IV.4.3. Fonctionnement des filtres

La mise en marche de dispositif a été faite le 29 Avril et le travail a été s'arrêté la 3^{ème} semaine après le départ en raison de contraintes de temps.

Nous avons alimenté les pilotes avec une concentration de 2ppm de l'acide 2,4-D synthétique chaque heure et quart.

L'alimentation des filtres s'effectue manuellement chaque heure avec un volume de 30 ml, cette dose doit être injectée avec précaution pour éviter l'apparition du phénomène de l'érosion à la surface et de permettre de faire une alimentation uniformément répartie afin de couvrir toute la surface du filtre et d'une façon identique.

L'eau s'infiltre de façon gravitaire entre les grains du matériau filtrant et à la sortie nous disposons des flacons en verre de couleur brune pour collecter les eaux filtrées et les conserver dans des conditions convenables.

Les injections sont faites d'une façon périodique, pour permettre à la colonne d'être dans des conditions propices à son bon fonctionnement (régulation de la biomasse), nous avons réalisé 8 injections par jour, c'est-à-dire à la fin de la journée chaque filtre doit consommer un volume de 240 ml.

CHAPITRE V

MÉTHODE D'ANALYSE

V.1.Introduction

Afin d'atteindre l'objectif cité en introduction nous allons procéder à l'étude de l'évolution d'efficacité du matériau filtrant (sable de N'goussa lavé et CAG) pour l'élimination de 2,4-D dans un milieu aqueux.

Pour la réalisation de cette évolution nous avons suivi la variation des paramètres physico-chimiques suivants : pH et Conductivité électrique et l'évolution de la concentration de soluté à la sortie de la colonne dans un système en continu (dynamique).

Une modélisation des courbes de percée a été réalisée grâce aux modèles de Clark, Wolborska, Bohart et Adams.

V.2. Méthodes d'analyses utilisées

V.2.1. Analyses physico-chimiques

V.2.1.1. Mesure de pH et la Conductivité électrique

Nous avons mesuré le pH de l'eau à l'entrée et à la sortie des filtres à l'aide d'un pH mètre : PHB-1 ainsi que la Conductivité électrique qui permet de définir la salinité totale d'une solution, cette (CE) est en effet directement proportionnelle à la concentration totale en sels solubles. En utilisant le conductimètre DDSJ-308A.

La mesure de pH mètre et la conductivité électrique est effectuée de façon journalière cette dernière a un effet proportionnelle à la concentration totale en sels solubles.

V.2.2.Analyse par la spectrométrie UV-Visible

Le suivi des concentrations du l'acide 2.4-D à la sortie des filtres a été faite au moyen d'une spectrométrie UV-visible ((UV-120-02), UNICAM. HeλISO (γ), Type : Helios Gamma) à 228 nm.

V.2.2.1.Principe d'une détermination par la spectrométrie UV-Visible

Un échantillon de la substance à examiner est exposé à un rayon de lumière à une longueur d'onde maximale de 228 nm. Cette technique est basée sur la loi de Beer-Lambert

qui montre pour des solutions diluées. Une relation de proportionnalité entre l'absorbance de composé et sa concentration selon l'équation (19) :

$$A = \log \frac{I_0}{I} = K C l \quad (19)$$

A : absorbance ;

I₀ : intensité du faisceau émergent (A) ;

I : intensité du faisceau incident (A) ;

K : coefficient spécifique d'absorption massique dépendant du composé et de la longueur d'onde considérée (l.cm-1.g-1) ;

C : concentration massique du composé dosé (g/l) ;

l : épaisseur de la cuve (cm).



Photo V.1 : Le spectrophotomètre UV-visible.

V.2.2.2. Les courbes d'étalonnages

La courbe d'étalonnage permet de déterminer la concentration résiduelle de notre substrat à la sortie des colonnes. On trace la densité optique (DO) des solutions des concentrations connus en fonction de la concentration pour obtenir la droite d'étalonnage.

V.3. Etude en système batch

Avant toute l'étude expérimentale en colonne une étude sur un système fermé doit être faite, pour cette étude nous avons étudié l'influence de la concentration initiale de soluté, en suivant le mode opératoire suivant :

Une quantité de 0,1g de (CA+sable) est placée dans un tube, ensuite une solution de 20 ml contenant de 2,4-D est ajoutée. La concentration du l'acide 2,4-D est variée de 2, 4, 6, 8, 10 ppm ; le mélange est agité pendant deux heures à une vitesse d'agitation de 250 tr/min à température ambiante.

Le filtrat a été analysé pour déterminer la concentration résiduelle à l'aide d'une spectroscopie UV-Visible ((UV-120-02), UNICAM. HeλISO (γ), Type : Helios Gamma).



Photo V.2 : Dispositif en système batch

V.4. Etude dynamique

Cette expérience a été réalisée avec un procédé en système continu pour une hauteur de lit filtrant de 40 cm se forme bicouche (sable et CA) avec des hauteurs différentes de chaque matériau et une colonne d'un lit filtrant mélangé ; les hauteurs de chaque colonne sont cités dans le tableau (IV.5) avec un débit d'alimentation égal à 30 ml/h et une concentration égale à 2 mg/l de l'acide 2.4-D et un pH varié de 6.5-8.86, l'expérimentation a été réalisée dans les conditions de température et pression ambiante.

CHAPITRE VI
RÉSULTATS ET
DISCUSSIONS

VI.1. Résultats des analyses de pH et de la conductivité électrique

VI.1.1. Le pH

Le pH de l'eau à l'entrée et à la sortie des 8 colonnes a été mesuré chaque jour au cours de travail à une température (24-30°C). Les résultats de pH sont représentés dans le tableau (VI.1)

Tableau VI.1 : La variation de pH en fonction de temps

Temps (jour)	EB	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8
1	8.41	6.25	10	10.20	10.15	10.35	10.22	10.17	9.57
2	6.7	7.7	9.26	9.78	10.30	10.35	10.54	10.20	9.86
3	6.7	7.54	8.16	9.37	9.82	9.85	10.24	10.04	9.8
4	6.77	8.08	8.26	8.81	9.32	9.56	9.87	9.85	9.52
5	7.53	7.62	7.95	8.35	8.85	9.07	9.50	9.74	9.22
6	8.86	7.07	7.65	7.93	8.40	8.84	9.37	9.48	8.75
7	7.7	7.93	8.10	8.34	8.51	8.7	9.3	9.55	8.78
8	8.50	7.43	7.50	7.58	7.85	8.11	9.09	9.23	8.36
9	8.44	8.06	7.99	7.74	7.95	8.02	8.49	8.70	8.16
10	7.62	7.86	7.73	7.77	7.81	7.87	8.20	8.90	8.07
11	6.81	7.74	7.82	7.8	7.83	7.84	7.95	8.55	7.88
12	6.61	7.56	7.41	7.57	7.72	7.67	7.78	8.47	7.85
13	7.56	8.16	7.97	7.83	7.84	7.85	7.92	8.43	7.79
14	7.47	7.37	7.47	7.56	7.68	7.87	7.84	8.15	7.76
15	6.87	7.63	7.50	7.58	7.71	7.62	7.75	8.12	7.78
16	6.53	7.83	7.68	7.59	7.65	7.68	7.73	8.22	7.57
17	6.50	7.7	7.72	7.54	7.67	7.66	7.75	8.07	7.63
18	7.30	8.11	8.21	8.42	8.36	8.37	8.60	8.46	8.12
19	7.29	8.70	9.11	8.34	8.47	8.20	8.17	8.45	8.28
20	7.66	8.32	8.06	8.14	8.06	7.99	8.00	8.42	8.30
21	7.52	8.17	8.02	8.27	7.97	7.91	8.03	8.27	7.96

L'examen des résultats présenté dans le tableau précédent nous a permis de constater que les valeurs de pH de l'eau usée synthétique, sont comprises entre 6,5 et 8.5. Leur variation entre une campagne et une autre est due probablement à la variation de la température ambiante qui influe énormément sur la fermentation des eaux usées.

Les valeurs de pH de l'eau filtrée sont généralement supérieures au pH de l'eau brute, ce sont très élevés pour les colonnes qui contiennent de CA pendant les 7 premiers jours (c'est la phase de lessivage) avec une valeur de 10.54, on peut dire que le CAC a un caractère basique ce qui confirme par les fonctions surfaciques basique.

A partir de 8^{ème} jour les valeurs commencent à diminuer jusqu'à les valeurs de l'entrée (eau brute).

VI.2.2. La conductivité électrique

Nous avons mesuré la conductivité électrique de l'eau à l'entrée et à la sortie des colonnes. Les variations de la conductivité électrique en fonction du temps à 25°C sont illustrées dans la figure (VI.1)

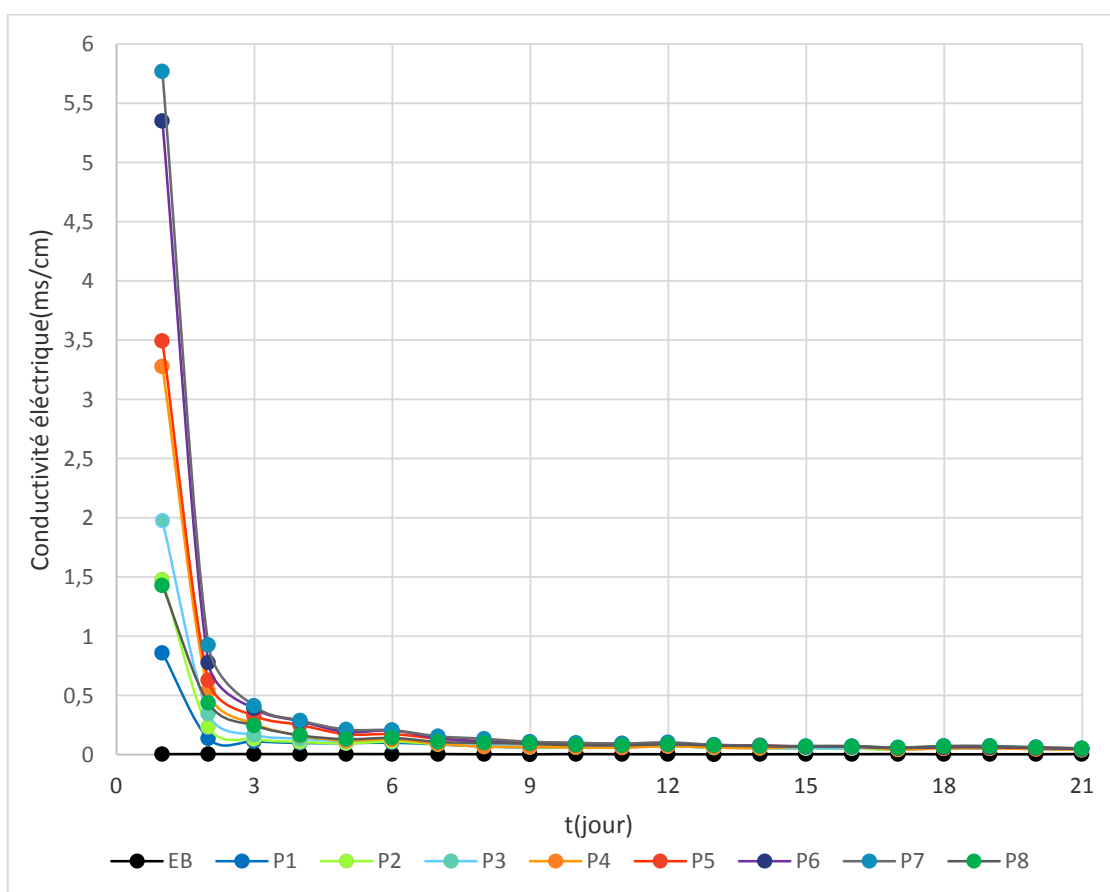


Figure VI.1 : Variation de la conductivité électrique en fonction du temps

A la première lecture de ces variations nous relevons deux remarques :

- Les valeurs de la conductivité électrique (CE) de l'eau brute sont comprises entre 3.20 et 5.69 $\mu\text{s/cm}$, et elles sont généralement stables dans l'intervalle (1 à 21 jours).
- Les filtres sont caractérisés par une forte conductivité de 1 à 5 ms/cm pour les premières gouttes sortantes, et les valeurs de la CE de l'eau filtrée sont toujours supérieures à celles des eaux brutes.

Quant à la deuxième lecture, la courbe de CE est divisée en trois intervalles :

- Le 1^{er} intervalle (1 à 3 jours) : phase qui se caractérise par une chute remarquable des valeurs de CE, c'est la phase de lessivage des filtres.
- Le 2^{ème} intervalle (3 à 8 jours) ; stabilité de la conductivité avec un léger changement d'un filtre à un autre
- Le 3^{ème} intervalle (8 à 21 jours) : diminution des valeurs de CE jusqu'à atteindre la valeur de 40 $\mu\text{s/cm}$.

Comparaison de la conductivité avec celle de l'eau brute s'il y a une augmentation ceci peut être due à la transformation de la matière organique en sel minérale.

En conclusion nous remarquons que la conductivité électrique (CE) des filtres évoluent de façon décroissante, qui est du essentiellement au facteur hauteur du CA de chaque filtre.

VI.2. Etude en système batch

VI.2.1. Type d'isotherme

L'isotherme d'adsorption de l'acide 2,4-D considéré est obtenue en traçant la quantité adsorbée (x/m) en fonction de la concentration à l'équilibre C_e .

La quantité adsorbée est calculée par l'utilisation d'expression suivante :

$$\frac{X}{m} = \frac{(C_0 - C_e)V}{m} \quad (20)$$

Où :

C_0 : Concentration initiale du l'acide 2,4-D ;

C_e : Concentration de 2,4-D à l'équilibre dans la solution en (mg/l) ;

m : Masse du l'adsorbant ;

$\frac{x}{m}$: Quantité de 2,4-D adsorbée (mg/g) ;

V : Volume de la solution (l) .

Tableau VI.2 : Variation de la capacité d'adsorption en fonction de la concentration initiale

C_0 (ppm)	0	2	4	6	8	10
m (g)	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
C_e (ppm)	0	1.04	1.54	1.56	1.67	1.84
Q_e (mg/g)	0	0.19	0.49	0.88	1.26	1.63

La figure (VI.2) représente l'isothermes d'adsorption sur sable et CA de l'acide 2,4-D en solution aqueuse.

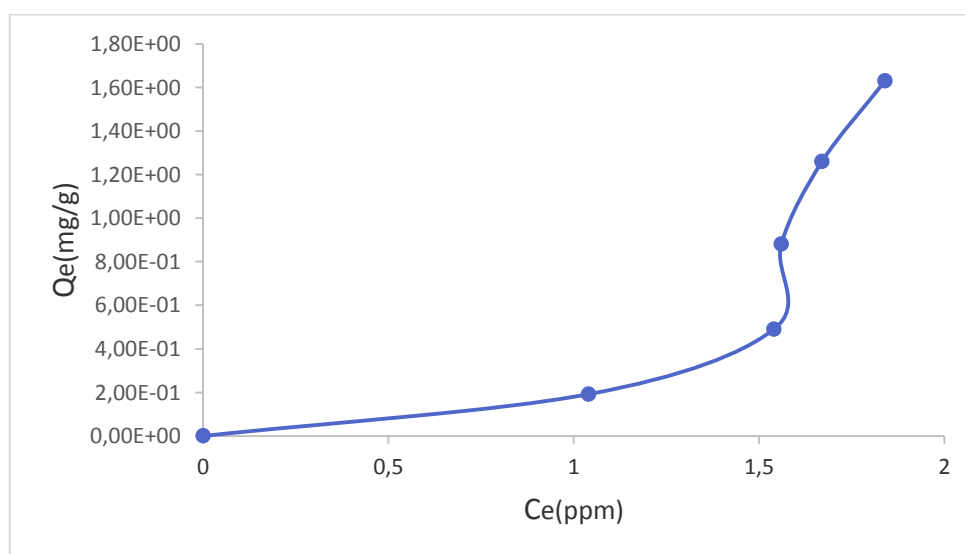


Figure VI.2 : Isotherme d'adsorption de l'acide 2.4-D sur sable et CA

La figure (VI.2) montre que l'isotherme d'adsorption est de type « S ».

La courbe est courbé vers l'haut, ce qui indique que l'adsorption est défavorisée L'interaction surface soluté est inférieure à celle entre solvant et soluté

VI.2.2. Modèle de Freundlich

$$\ln \frac{x}{m} = \frac{1}{n} \ln C_e + \ln K_f \quad (21)$$

n et K_F : Constantes de Freundlich en portant $\ln (x/m)$ en fonction de $\ln C_e$.
L'adsorption est compatible avec ce modèle avec un coefficient de détermination égale à 1.

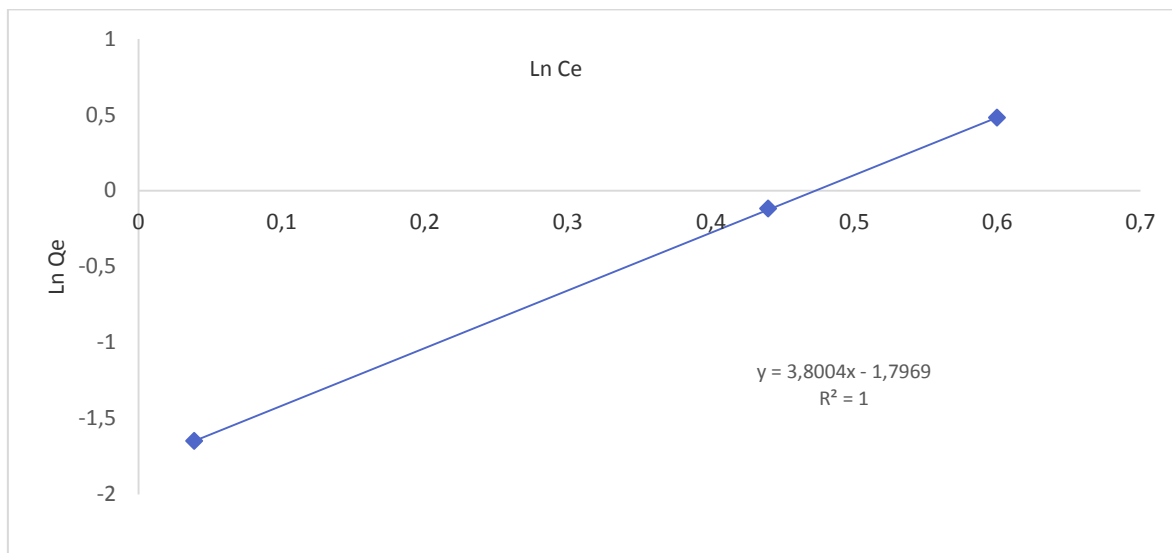


Figure VI.3 : Modèle de Freundlich

Tableau VI.3 : Paramètres obtenus à partir du modèle de Freundlich

K_f	n	R^2
0.16	0.26	1

Nous remarquons que cette constante de Freundlich inférieure à un, donc l'adsorption est défavorisée.

VI.3. Etude dynamique

L'évolution de la concentration a été suivie pendant 21 jours. Les résultats de rendement d'élimination de l'acide 2,4-D sont représentés dans la figure (VI.4) et la figure (VI.5)

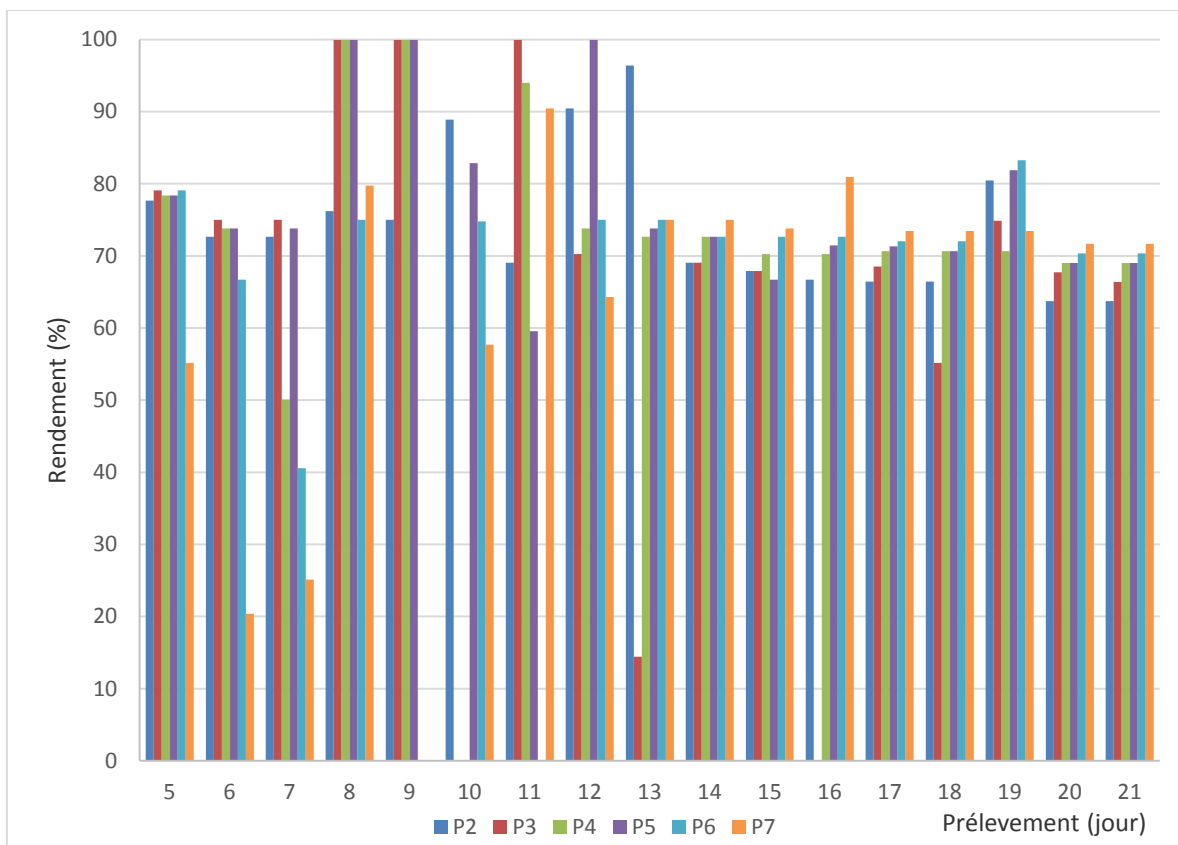


Figure VI.4 : Rendement d'épuration de l'acide 2,4-D en fonction du temps.

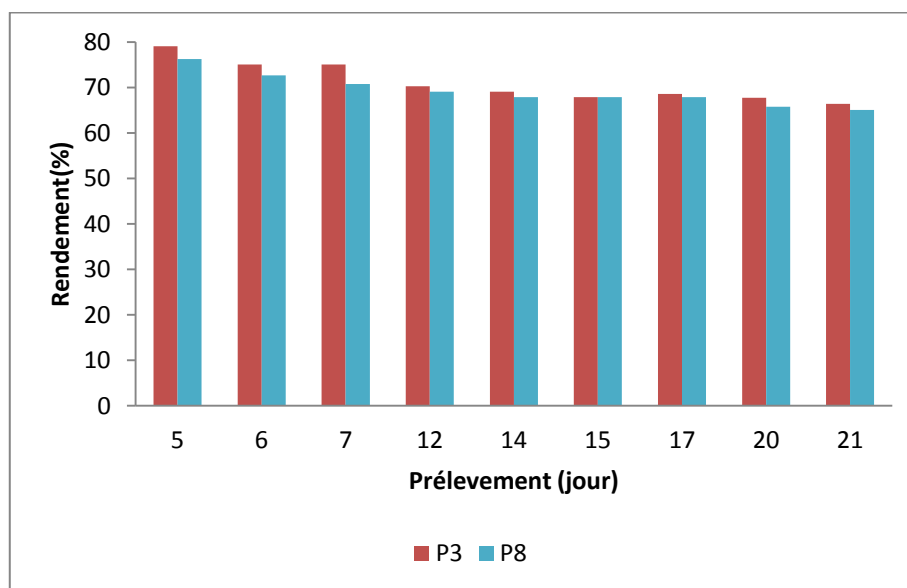


Figure VI.5: Rendement d'épuration de l'acide 2,4-D pour le pilot N°3 et pilot N°8

D'après ces résultats nous constatons :

Toutes les colonnes commencent le fonctionnement à partir 5^{ème} jour avec un rendement satisfaisant.

Nous constatons que le meilleur rendement enregistré dans les colonnes 3, 4 et 5 avec des hauteurs respectives de CA : $h=3$, $h=4.5$ et $h=6$ cm a atteint une valeur de 99.95%.

D'après la figure (VI.5), les deux colonnes (P3 et P8) ont le même rendement d'élimination (même fonctionnement).

VI.3.1. Courbes de percée

Les courbes de percée obtenues pour les 7 colonnes et pour le même débit sont présentées dans la figure (VI.6), c'est une évolution de la concentration de chaque filtre en fonction du temps, les résultats utilisés pour tracer ces courbes sont présentés en annexe N°2

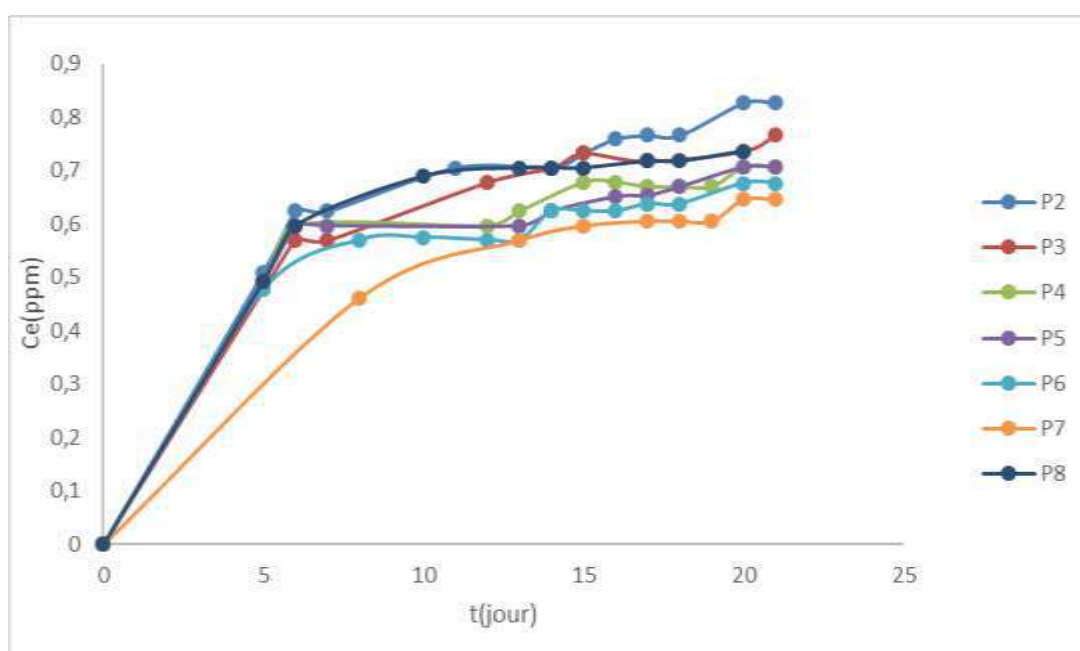


Figure VI.6 : Les courbes de percée

L'allure des courbes de percée se présente comme suit :

- Au cours de la première étape, une augmentation rapide jusqu'à environ 5 jours, ceci s'explique par la fixation rapide des molécules de l'herbicide sur la surface des particules de l'adsorbant, c'est l'étape de transfert de la masse externe.
- La deuxième partie qui caractérise l'instant où le soluté commence à apparaître dans les effluents, c'est la fuite du soluté dans la phase aqueuse ; dans cet intervalle la concentration du soluté est mesurable mais elle est inférieure à C_0 ; c'est la partie où le lit filtrant commence à saturer.

NB : Le travail a été arrêté en raison des contraintes de temps.

VI.3.2. Application des modèles d'adsorption en mode dynamique

Pour décrire le comportement dynamique d'adsorption nous avons utilisé les modèles suivant :

VI.3.2.1. Modèles de Bohart-Adams

L'équation simplifiée qui représente ce modèle est comme suit :

$$\ln \frac{C_e}{C_0} = K_{BA} C_0 t - K_{BA} N_0 \frac{z}{v} \quad (22)$$

On trace $\ln(C_e/C_0)=f(t)$, la droite obtenue sous forme $y=ax+b$; cette droite nous permet de déterminer la constante de vitesse d'adsorption K et la capacité maximale N_0 (les valeurs de $\ln(C_e/C_0)$ sont portées en annexe N°3

Le tableau(VI.4) regroupe les paramètres obtenus à partir de modèle de Bohart-Adams.

Tableau VI.4 : Paramètres obtenus à partir du modèle de Bohart-Adams

colonne	Y	R ²	U(m/j)	K _{BA} (l/j.mg)	N ₀ (mg/l)
2	y=0.0223x-1.3425	0.9857	0.768	0.011	231.17
3	Y=0.02x-1.3731	0.9555	0.768	0.01	263.63
4	Y=0.0158x-1.3927	0.9412	0.768	0.007	338.47
5	Y=0.0174x-1.4053	0.9956	0.768	0.008	310.13
6	Y=0.0145x-1.3941	0.9883	0.768	0.007	369.19
7	Y=0.0264x-1.6714	0.9774	0.768	0.013	243.11
8	Y=0.0182x-1.2741	0.979	0.768	0.009	268.82

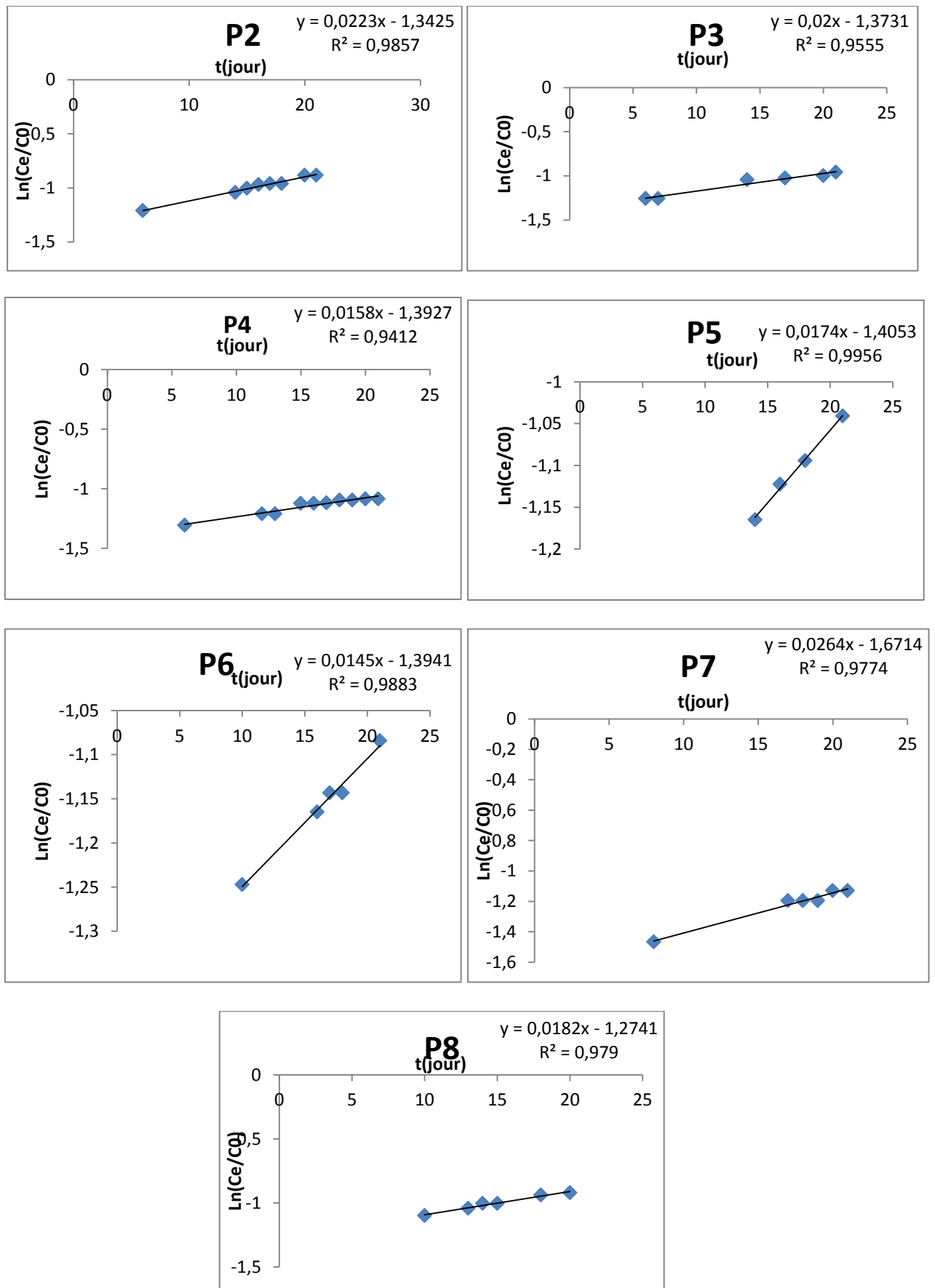


Figure VI.7 : Modèles de Bohart et Adams

A partir des résultats obtenus nous constatons :

- La capacité maximum d'adsorption est enregistrée sur la colonne 6 qui contient une hauteur de 7.5 cm de CA avec une valeur de 369.19 mg/l et une valeur minimum de constante de vitesse.
- D'autre part on remarque que les paramètres sont presque égaux pour les colonnes 3 et 8.

VI.3.2.2. Modèle de Clark

On peut pas appliquer ce modèle dans ce cas presque la constante de Freundlich pour l'acide 2,4-D est inférieure à un, c'est-à-dire les liaisons d'adsorption sont faibles donc l'adsorption n'est pas favorable.

VI.3.2.3. Modèle de WOLBORSKA

Ce modèle est représenté par l'équation (23)

$$\ln \frac{C_e}{C_0} = \frac{\beta_a C_0}{N_0} t - \frac{\beta_a Z}{U} \quad (23)$$

β_a : Coefficient cinétique de transfert de masse.

En utilisant les mêmes tableaux du modèle de Bohart et Adams on trouve une droite après avoir tracé l'équation qui relie $\ln C/C_0 = f(t)$; les paramètres obtenus à partir de ce modèle sont mis dans l'Annexe N°3.

Le calcul des vitesses (m/j) se fait suivant l'équation :

$$V = \frac{U \cdot C_0}{N_0 + C_0} \quad (24)$$

U : Vitesse de filtration (m/j) ;

C₀ : Concentration initiale du soluté (mg/l) ;

N₀ : Capacité maximale d'adsorption (mg/l) ;

V : vitesse de déplacement du front d'adsorption en (m/j).

Tableau VI.5 : Paramètres obtenus à partir du modèle de WOLBORSKA

Colonne	U (m/j)	V (m/j)	N ₀ (mg/l)	β _a (j ⁻¹)
2	0.768	6.58.10 ⁻³	231.17	2.57
3	0.768	5.78.10 ⁻³	263.63	2.63
4	0.768	4.51.10 ⁻³	338.47	2.67
5	0.768	4.92.10 ⁻³	310.13	2.69
6	0.768	4.13.10 ⁻³	369.19	2.67
7	0.768	6.26.10 ⁻³	243.11	3.20
8	0.768	5.67.10 ⁻³	268.82	2.44

Le modèle de Wolborska a permis de déterminer la vitesse de déplacement du front d'adsorption, et le coefficient de transfert de masse β_a leurs valeurs ne varient pas beaucoup avec l'augmentation de la hauteur pour toute les colonnes.

VI.4. Conclusion

Nous concluons de cette étude que les résultats assurent des bonnes épurations des eaux, ce qui signifie qu'ils peuvent jouer un rôle filtrant, car nous avons notés à la cour de cette étude que charbon actif est plus efficace par rapport au sable.

La remarque tirée du modèle de Bohart-Adams est que les capacités d'adsorption N₀ est proportionnelle avec la hauteur de CA pour les 5 premières colonnes, et pour la 3^{eme} et 8^{eme} ont presque une même capacité.

Le modèle de Clarck n'a été pas appliqué car la constante de Freundlich est inférieur à un.

Le modèle de Wolborska a permis de déterminer la vitesse de déplacement du front d'adsorption, et le coefficient de transfert de masse B_a leurs valeurs ne varient pas beaucoup avec l'augmentation la hauteur. La capacité d'adsorption maximale est proportionnelle à la hauteur du lit de CA.

CONCLUSION GÉNÉRALE

Conclusion générale

Cette étude a été réalisée pour des objectifs d'ordre environnemental et scientifique :

- Aspect environnemental : il s'agit de la valorisation des filtres naturels tel que le sable de dune de N'Goussa qui se trouve en abondance dans la région de Ouargla d'une part, et d'autre part l'étude de l'efficacité d'élimination de l'herbicide acide 2,4-dichlorophénoxyacétique par la filtration lente sur un lit fixe de CAC NC 60 et sable.

- Aspect scientifique : Il consiste à la modélisation du processus en utilisant des modèles mathématiques tels que le modèle de Bohart - Adams, Wolborska et Clark.

Afin de répondre à ces objectifs nous avons utilisé une technique de filtration lente/adsorption dynamique sur un lit fixe de CAC et sable de dune.

Notre présent travail est réalisé à partir d'un dispositif expérimental que nous avons proposé. Ce dispositif consistait à la constitution de colonnes en PVC remplies avec un lit fixe de CAC et du sable de dune à des différentes hauteurs qui sont alimentés par une injection journalière pendant 21 jours par une solution de 2,4-dichlorophénoxyacétique ; l'efficacité de ce procédé, est évalué à partir d'un suivi de l'évolution de concentration en utilisant le spectrométrie UV-Visible.

Au terme de notre étude, et selon les résultats obtenus, nous avons relevé une grande différence entre les eaux filtrées et celles des eaux à l'entrée, ce qui indique un très bon rendement d'épuration pour les colonnes qui contient de CA allant jusqu'à 99.95%.

L'étude d'adsorption de l'acide 2,4-D a été faite en mode statique, et elle nous a permis de constater, d'une part que, l'adsorption de cet herbicide sur le CAC et sable de dune est représentée par un isotherme de type S, et d'autre part, de déterminer les constantes de Freundlich.

L'étude dynamique a permis de déterminer la capacité maximum d'adsorption à partir de modèle de Bohart-Adams et Wolborska allant jusqu'à 369.16 mg/l.

Le modèle de clark n'a été pas appliqué car la constante de Freundlich représentée l'indice n est inférieure à un ($n < 1$).

En comparant les courbes de percée expérimentales et simulées, nous pouvons conclure que seuls les modèles de Bohart-Adams et Wolborska ont donnés des résultats satisfaisants.

Par ailleurs, Il serait intéressant d'approfondir cette étude dans les points suivant:

- Augmentation de la durée de fonctionnement des filtres.
- Augmenter la concentration de la solution pour être mesurable pour le filtre de sable.
- Utiliser d'autres méthodes d'analyses qui donne plus de précision .

**RÉFÉRENCES
BIBLIOGRAPHIQUES**

Références bibliographiques

- [1] **BAUP. S1992** ; Elimination de pesticides sur lit de charbon actif en grain en présence de matière organique naturelle. THESE DOCTEUR ; L'UNIVERSITE DE POITIERS ECOLE SUPERIEURE D'INGENIEURS DE POITIERS P 11.
- [2] **BATSCH. D 2011** ; L'impact des pesticides sur la santé humaine, thèse de doctorat, Université de Henri Poincare- Nancy. p 50-56
- [3] **Martín-Gullón. I and Font.R2001**; Dynamic pesticide removal with activated carbon fibers. Water. Res.,35:516-520 p
- [4] **Touil Y et al. 2009**. Pilot plant for wastewater treatment involving septic pit and biological filtration on sand of dunes of the Algerian Sahara, Desalination Water Treat; N10 P148-152.
- [5] **MURATI. M 2012**; Etude d'élimination de trois herbicides: Atrazine, Sulcotrione et Méso-trione en milieux aqueux par le procédé électrochimique d'oxydation avancée;*thèse de doctorat*, Université Paris, Ecole doctorale Sie ,p18,26
- [6] **CALVET.R 2005** ; Les pesticides dans le sol, Edition France Agricole.
- [7] **SAIBLA 2008** ; *mémoire de magister*, Ecole National polytechnique Alger.
- [8] **FOUGEROUX.A2017** ; L'utilisation des pesticides en agriculture, Lycée Agricole du Chesnoy.
- [9] **EL MRABET .K 2006** ; Développement d'une méthode d'analyse de résidus de pesticides par dilution isotopique associée à la chromatographie en phase liquide couplée à la spectrométrie de masse en tandem dans les matrices céréalières après extraction en solvant chaud pressurisé,*thèse de doctorat*, Université de Pierre et Marie Curie. p 18-19
- [10] **LOUCHAHI. Med.R 2015** ; Enquête sur les conception d'utilisation les pesticides en agriculture dans la région centre de l'algérois et la perception des agricultures des risques associés à leur utilisation ,*thèse de magister* , Ecole Nationale supérieure d'Agronomie. p 6,8
- [11] **MERHI. M 2008** ; Etude de l'impact de l'exposition à des mélanges de pesticides à faibles doses : caractérisation des effets sur des lignées cellulaires humaines et sur le système hématopoïétique murin, *thèse de doctorat*, Université de Toulouse . p 5
- [12] **CPP 2002** ; Comité de la prévention et de la précaution, Risques sanitaires liés à l'utilisation de produits phytosanitaires .
- [13] **BOUGADAH .N 2016** ; Possibilité de rétention de micropolluants de type pesticides sur des adsorbants naturels ,*thèse de doctorat*, Université de Skikda. p12
- [14] **INERIS 2005** ; Détermination des pesticides à surveiller dans le compartiment aérien approche par hiérarchisation Institut National de l'environnement Industriel et des Risques.

[15] **ARABET. D 2014** ; Effet d'un herbicide de la famille sulfonyles sur la communauté bactérienne d'un sol agricole, étude de cas : Chevalier® Onepass ,*thèse de doctorat*, Université de Constantine. P 12

[16] **ERRAMI. M 2012** ; Devenir atmosphérique de bupirimate et transfert de ses métabolites(les dizaines) dans l'atmosphère, sa dissipation dans les fruits de tomate et sa dégradation électrochimique, *thèse de doctorat*, Université Ibn Zohr et de Reims Champagne-Ardenne. P 12

[17] <https://www.lenntech.fr/procedes/pesticide/pesticide-traitement>.

[18] **PESCE. S 2006** ; Effets de pesticides sur l'activité et la diversité des communautés microbiennes d'un milieu lotique récepteur. Etude *in situ* et expérimentales ,*thèse de doctorat*, Université BLAISE PASCAL. P 16

[19] **El Azzouzi. 1999** ; Persistance, mobilité et photodégradation de l'imazapyr dans le sol et l'eau, Thèse d'état.

[20] **ARRIS. S ; CHEBIRA 2008** ; Etude expérimentale de l'élimination des polluants organiques et inorganiques par adsorption sur des sous produits de céréales, *thèse de doctorat*, Université de Mentouri Constantine. p 26

[21]**Batana.F.Z 2011** ; Etude de la mobilité du cadmium à travers un sol, *Mémoire de Magister*, Ecole Nationale Polytechnique, Alger.

[22] **BEKOUICHE. S 2003** ; Etude de l'adsorption du phénol sur le TiO₂, *Thèse Magistère*, Université Mentouri-Constantine.

[23] **DAMEL, S.G 1951**; TRANS. FARAD.

[24] **W.J. Weber, B.M. Vanvliet**; In: Activated carbon adsorption of organic from the aqueous phase, Ed. I.H. Suffet, M.J. Mc Guire1.

[25]**NAIDJA.L 2010** ; Elimination du colorant orange en solution aqueuse, par voie photochimique et par adsorption, *mémoire de magistère en chimie*, université de Mentouri Constantine. p 23-30

[26]**Carmen MANOLE CREANGĂ 2007** ;Procédé AD-OX d'élimination de polluants organiques non biodégradables (par adsorption puis oxydation catalytique), *thèse de doctorat*, École doctorale : Transferts, Dynamique des Fluides, Énergétique et Procédés. P 8-10

[27] **Elabed .A 2007** ; Réactivité thermique et cinétique de dégradation du bois d'arganier application à l'élaboration de charbon actif par activation chimique à l'acide phosphorique, *Thèse Doctorat*, Université Mohammed V, Maroc.

- [28] **Dubin, M.M. 1979**; The mechanism of the adsorption of water molecules on carbon adsorbents
- [29] **Gregg, S.J., Sing, K.S 1982** ; Adsorption, surface area and porosity, Academic Press, London.
- [30] **DEGREMONT.1989** ; Mémento technique de l'eau, Edition du cinquantenaire, 9^{ème} Edition, Tome 1
- [31] **Slejko. E. L; and Dekker. M 1985**; Adsorption Technology; A step by step approach to process evaluation and application.
- [32] **Bellir.K 2002**; Caractérisation de la rétention du cuivre par des métaux naturels utilisés dans l'imperméabilisation des décharges, *Thèse magistère*, Université Mentouri-Constantine.
- [33] **Naib.N 2006** ; Etude du procédé d'adsorption du phénol sur du charbon actif à base de grignon d'olive, modélisation par les plans d'expérience, *Mémoire de Magister*, Université M'Hamed Bougara, Boumerdes.
- [34] **HADDOUM.S ; SELATNIA.S 2005** ; Biosorption du plomb sur une biomasse (*Pleurotus Mutilus*), *mémoire de magistère*, école nationale supérieure polytechnique. p 28
- [35] **Giles C.H. Smith D. (1960)**; Colloid Interf. Sci. 1974. pp. 755-765.
- [36] **BOULKRAH Hafida 2008** ; Etude comparative de l'adsorption des ions plomb sur différents adsorbants; *Thèse de Magister*, l'université du 20 août 1955 SKIKDA.
- [37] **Weber W. J., Mc Ginley R. M. and Katz L. E., J. (1991)**; Water. Research.
- [38] **ETILILL.N 2008** ; Procédé d'adsorption avec régénération électrothermique pour la capture du dioxyde de carbone en post-combustion chimique, *thèse de doctorat*, nancy université, Paris, P31
- [39] **N. DAMMAK, N.FAKHFAKH1, S. FOURMENTIN et al** ; Adsorption en lit fixe d'un composé organique volatil sur une argile locale, P6, 7.
- [40] **G.S. Bohart, E.Q. Adams**; Some aspects of the behaviour of the charcoal with respect chlorine, J. Am. Chem. Soc. 42 (1920) 523–544.
- [41] **H.C. Thomas**; Heterogeneous ion exchange in a flowing system, J. Am. Chem. Soc. 66 (1944) 1664–1666.
- [42] **Z. Aksu, F. Gönen**; Biosorption of phenol by immobilized activated sludge in a continuous packed bed: prediction of breakthrough curves, Process Biochem. 39 (2004) 599–613.
- [43] **Guibal E, Lorenzelli R, Vincent T, Le Cloirec P**. Application of silica gel to metal ion sorption: static and dynamic removal of uranyl ions. Environ Technol 16 (1995) 101–14.

- [44] **Clark RM**; Evaluating the cost and performance of field-scale granular activated carbon systems. *Environ Sci Technol* 21 (1987) 573–80.
- [45] **Tran HH, Roddick FA**; Comparison of chromatography and desiccant silica gels for the adsorption of metal ions. *Water Res* 33 (1999) 3001– 11.
- [46] **WOLBORSKA .A 1989** ; Adsorption on activated carbon of p.nitrophenol from aqueous solution. *Water Res*, 23(1) .85-91
- [47] **HAMA MAIGA.A 1983** ; La filtration lente sur sable, Rapport de recherche - développement, Ecole polytechnique fédérale de Lausanne, Suisse.
- [48] **GOUGOUSSIS.C 1979** ; Assainissement individuel et aptitude des sols à l'élimination et à l'épuration des effluents domestiques, Edition Institut national polytechnique de Lorraine.
- [49] **COLOMB.R 1989** ; Hydraulique urbaine, Edition Eyrolles Paris.
- [50] **GHERAIRY. Y 2008** ; Contribution à l'étude de l'efficacité de la filtration biologique sur sables de dunes, *thèse de magister*, Université d'OUARGLA. p13
- [51] **MASSROUK.H 2011** ; Contribution à l'évaluation et au traitement des eaux usées dans la région de Ouargla: Cas des composés phénoliques, *thèse de magister*, Université d'OUARGLA. p86
- [52] **Disjardind.R 1997** ; Le traitement des eaux, Edition de l'école polytechnique de Montréal. p106, 108.
- [53] **HASSINI.Y et BEZZIOU.I 2010** ; Caractéristiques des sables des différentes carrières du Sahara septentrion comme support filtre des eaux usées, *Mémoire d'ingénieur*, Université Kasdi Merbah.
- [54] **Touil Y. 2003**. Etude des possibilités de la réutilisation des eaux de drainage dans la cuvette de Ouargla. Thèse. Magister en hydraulique, Aménagement hydraulique, Ecole nationale supérieure d'hydraulique
- [55] **Aubert G. 1978** ; Méthodes d'analyse des sols, Edition centre régional de documentation pédagogique de Marseille.
- [56] **Clément M. et Françoise P. 1996** ; Analyse physique des sols, Edition Lavoisier.
- [57] **CARDOT C. 1999** ; Les traitements de l'eau, Edition ellipses.
- [58] **GHERAIRI F. 2012** ; étude de l'efficacité de la filtration biologique sur sable en utilisant les filtres bicouches , *Mém, Master en hydraulique*, Génie de l'eau ; université d'OUARGLA.
- [59] **Castany G. 1982** ; Principes et méthodes de l'hydrogéologie, Edition Bordas Paris.
- [60] **De Marsily .G. 1994** ; Hydrogéologie: comprendre et estimer les écoulements souterrains et le transport des polluants, Edition Ecole de mines de Paris.

- [61] **Robitaille.V et Tremblay.D 1997**: Mécanique des sols, Edition Modulo.
- [62] **Musy A. et Soutter M. 1991**: Physique du sol, Presse polytechnique et universitaires romandes.
- [63] **BAIZE.D 2000** ; Guide des analyses en pédologie, Edition INRA éditions paris, 2000
- [64] **Nur M. 1996**: Optimization of slow sand filtration, 22nd WEDC Conference Reaching The Unreached: Challenges For 21st Century, New Delhi, India
- [65] **MARÍA de Lourdes DELGADO NÚÑEZ 2005** ;Hydrogénation catalytique de composés phénoliques polyfonctionnels, *thèse de doctorat*, Université Claude Bernard -LyonI
- [66] Environnement Canada/Agriculture Canada. Pesticide Registrant Survey. Rapport de 1986. Direction générale des produits chimiques commerciaux, Environnement Canada, Ottawa (1987).
- [67] Fiche d'information du NPIC sur le 2,4-D .Monographie du CIRC. Vol. 41, Suppl. 7 (1987) (groupe 2B)
- [68] Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement. Recommandations pour la qualité de l'eau au Canada.Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada (1987).
- [69] **Que Hee, S. S. et Sutherland, R.G.** The phenoxyalkanoicherbicides. Vol. I. Chemistry, analysis, and environmental pollution. Chemical Rubber Company Series in Pesticide Chemistry. CRCPress, Boca Raton, FL (1981).
- [70] Organisation mondiale de la santé. 2,4-Dichlorophenoxyacetic acid (2,4-D) — environmental aspects. Environmental HealthCriteria 84. Programme international sur la sécurité des produits chimiques, Genève (1989).
- [71] **Rodier .2009** ; Analyse de l'eau. 9^{eme} édition Dunod Paris.
- [72] **Bouafia. A 2002** ; Mécanique des sols appliquée. Edition El Maarifa.

ANNEXES

Annexes

ANNEXE N°1 : Préparation de solution de 2,4-D

Les matériels utilisés :

- ✓ Becher ;
- ✓ Erlenmeyer ;
- ✓ Eprouvette graduée ;
- ✓ Ballon à fond plat ;
- ✓ Pipette graduée;
- ✓ Verre de montre ;
- ✓ Entonnoir ;
- ✓ Pissette ;
- ✓ Papier filtre type Wattman ;
- ✓ Agitateur magnétique ;
- ✓ Balance ;

Mode opératoire

Le solution du **2,4-dichlorhén oxyacétique** a été préparée en utilisant du l'eau fraîchement distillée ; pour avoir une bonne reproductibilité des résultats des études d'adsorption, nous avons préparé de volume important **1l** de solution mère de **2,4-d** à une concentration de **8mg/l** .ces ce solution mère est agité. le solutions a été préparée à partir d'une solution diluée (**2mg/l**).

ANNEXE N°2 :Analyse granulométrie**Calcul et expression des résultats (Méthode par tamis) :**

Les résultats sont exprimés en % pour chaque fraction obtenue, selon l'équation suivante :

$$C = \frac{(A - B)}{D} \times 100$$

Où

C : fraction de l'échantillon sur un tamis (%);

A : poids du tamis avec fraction (g);

B : poids du tamis vide (g)

D : poids d'échantillon total utilisé (g)



Photo01 :série de tamis

ANNEXE N°3 : Les courbes de percée

Tableau01 :les valeurs de courbe de percée pour la colonne 02 :

T(j)	0	5	6	7	11	14	15	16	17	18	20	21
C _e	0	0,509	0,596	0,623	0,705	0,705	0,732	0,759	0,765	0,765	0,826	0,826
C _e /C ₀	0	0,254	0,298	0,311	0,352	0,352	0,366	0,379	0,382	0,382	0,413	0,413

Tableau 02 :les valeurs de courbe de percée pour la colonne 03 :

T(j)	0	5	6	7	12	14	15	17	20	21
C _e	0	0,477	0,569	0,569	0,67	0,705	0,732	0,717	0,736	0,766
C _e /C ₀	0	0,238	0,284	0,284	0,33	0,352	0,366	0,358	0,368	0,383

Tableau 03 :les valeurs de courbe de percée pour la colonne 04 :

T(j)	0	5	6	12	13	15	16	17	18	19	20	21
C _e (ppm)	0	0,461	0,542	0,596	0,596	0,653	0,651	0,651	0,676	0,676	0,676	0,676
C _e /C ₀	0	0,230	0,271	0,271	0,298	0,325	0,325	0,326	0,334	0,334	0,338	0,338

Tableau 04 :les valeurs de courbe de percée pour la colonne 05 :

T(j)	0	5	6	7	13	14	16	17	18	20	21
C _e	0	0,493	0,596	0,596	0,596	0,623	0,651	0,653	0,669	0,706	0,706
C _e /C ₀	0	0,246	0,298	0,298	0,298	0,311	0,325	0,326	0,334	0,353	0,353

Tableau 05 :les valeurs de courbe de percée pour la colonne 06 :

T(j)	0	5	8	10	12	13	14	15	16	17	18	20	21
C _e	0	0,477	0,569	0,574	0,569	0,569	0,623	0,623	0,623	0,637	0,637	0,676	0,676
C _e /C ₀	0	0,238	0,284	0,287	0,284	0,284	0,311	0,311	0,311	0,318	0,318	0,338	0,338

Tableau 06 :les valeurs de courbe de percée pour la colonne 07 :

T(j)	0	8	13	15	17	18	19	20	21
C _e	0	0,461	0,569	0,596	0,605	0,605	0,605	0,646	0,646
C _e /C ₀	0	0,230	0,284	0,298	0,302	0,302	0,302	0,323	0,323

Tableau 07 :les valeurs de courbe de percée pour la colonne 08 :

T(j)	0	5	6	10	13	14	15	17	18	20
C_e	0	0,541408	0,623932	0,666492	0,705184	0,732268	0,732268	0,733552	0,781588	0,796482
C_e/C_0	0	0,270704	0,311966	0,333246	0,352592	0,366134	0,366134	0,366776	0,390794	0,398241

ANNEXE N°4 : La linéarisation de modèle Bohart-Adams :

Tableau 08 : les valeurs de modèle de Bohart -Adams pour la colonne 02 :

T(j)	6	14	15	16	17	18	20	21
C_e (ppm)	0,596848	0,705184	0,732268	0,759352	0,765572	0,765572	0,826539	0,826539
C_e/C_0	0,298424	0,352592	0,366134	0,379672	0,382788	0,382788	0,4132695	0,4132695
$\ln(C_e/C_0)$	-1,20923998	-1,20923998	-1,00475589	-0,96843702	-0,96027397	-0,96027397	-0,96027397	-0,88365536

Tableau 09 : les valeurs de modèle de Bohart-Adams pour la colonne 03 :

T(j)	6	7	14	17	20	21
C_e (ppm)	0,569764	0,569764	0,705184	0,71754	0,736368	0,766425
C_e/C_0	0,284882	0,284882	0,352592	0,35877	0,368184	0,3832125
$\ln(C_e/C_0)$	-1,25568022	-1,25568022	-1,0424437	-1,02507376	-0,99917247	-0,95916561

Tableau 10 : les valeurs de modèle de Bohart-adams pour la colonne 04 :

T(j)	6	12	13	15	16	17	1
C_e (ppm)	0,54268	0,596848	0,596848	0,653492	0,651016	0,651016	0,67
C_e/C_0	0,27134	0,27134	0,298424	0,325508	0,325508	0,326746	0,33
$\ln(C_e/C_0)$	-1,30438263	-1,20923998	-1,20923998	-1,12236824	-1,12236824	-1,11857217	-1,09

Tableau 11 : les valeurs de modèle de Bohart-Adams pour la colonne 05 :

T(j)	14	16	20	21
C_e (ppm)	0,623932	0,651016	0,706311	0,706311
C_e/C_0	0,311966	0,325508	0,3531555	0,3531555
$\ln(C_e/C_0)$	-1,16486107	-1,12236824	-1,04084681	-1,04084681

Tableau 12 :les valeurs de modèle de Bohart-Adams pour la colonne 06 :

T(j)	10	16	17	18	20	21
C_e (ppm)	0,574668	0,623932	0,63748	0,63748	0,676254	0,676254
C_e/C_0	0,287334	0,311966	0,31874	0,31874	0,338127	0,338127
$\ln(C_e/C_0)$	- 1,2471099 8	- 1,1648610 7	- 1,1433795 6	- 1,1433795 6	- 1,0843337 1	- 1,0843337 1

Tableau 13 :les valeurs de modèle de Bohart-Adams pour la colonne 07 :

T(j)	8	17	18	19	20	21
C_e (ppm)	0,461428	0,605456	0,605456	0,605456	0,646197	0,646197
C_e/C_0	0,230714	0,302728	0,302728	0,302728	0,3230985	0,3230985
$\ln(C_e/C_0)$	- 1,4665764 3	- 1,1949205 7	- 1,1949205 7	- 1,1949205 7	- 1,1297980 5	- 1,1297980 5

Tableau14 : les valeurs de modèle de Bohart-Adams pour la colonne 08 :

T(j)	10	13	14	15	18	20
C_e (ppm)	0,666492	0,70518 4	0,732268	0,732268	0,781588	0,796482
C_e/C_0	0,333246	0,35259 2	0,366134	0,366134	0,390794	0,398241
$\ln(C_e/C_0)$	- 1,098874 32	- 1,04244 37	- 1,004755 89	- 1,004755 89	- 0,939574 71	- 0,920697 93

ANNEXE N° 5:Facteurs de correction de température,pour de conversion de valeurs de conductivité à une température différents de 25°C :

Tableau 15 :Facteurs de correction à une temperature de 25°C

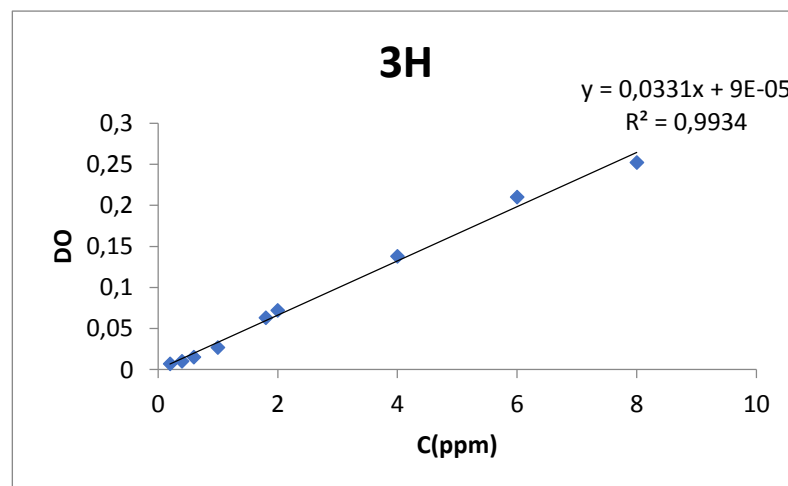
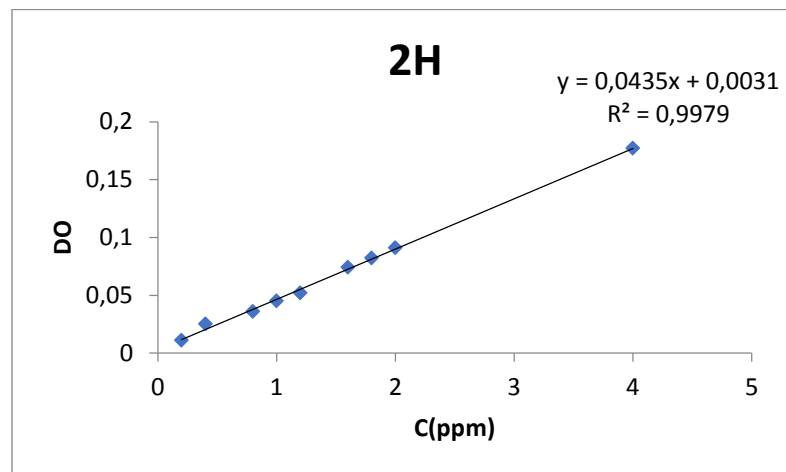
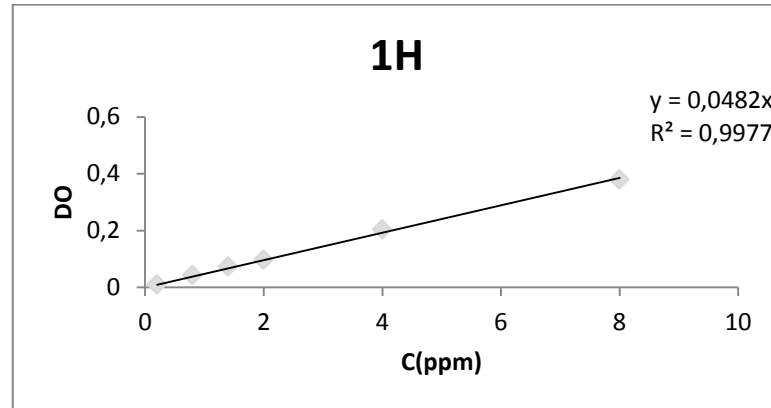
T	f_{25}									
°C	0	,1	,2	,3	,4	,5	,6	,7	,8	,9
18	1.168	1.166	1.163	1.160	1.157	1.115	1.152	1.149	1.147	1.144
19	1.141	1.139	1.136	1.134	1.131	1.128	1.126	1.123	1.121	1.118
20	1.116	1.113	1.111	1.108	1.105	1.103	1.101	1.098	1.095	1.093
21	1.091	1.088	1.086	1.083	1.081	1.079	1.076	1.074	1.071	1.069
22	1.067	1.064	1.062	1.060	1.057	1.055	1.053	1.051	1.048	1.046
23	1.044	1.041	1.039	1.037	1.035	1.032	1.030	1.028	1.026	1.024
24	1.021	1.019	1.017	1.015	1.013	1.011	1.008	1.006	1.004	1.002
25	1.000	0.998	0.996	0.994	0.992	0.990	0.987	0.985	0.983	0.981
26	0.979	0.977	0.975	0.973	0.971	0.969	0.967	0.965	0.963	0.961
27	0.959	0.957	0.955	0.953	0.952	0.950	0.948	0.946	0.944	0.942
28	0.940	0.938	0.936	0.934	0.933	0.931	0.929	0.927	0.925	0.923
29	0.921	0.920	0.918	0.916	0.914	0.912	0.911	0.909	0.907	0.905
30	0.903	0.902	0.900	0.898	0.896	0.895	0.893	0.891	0.889	0.888
31	0.886	0.884	0.883	0.881	0.879	0.877	0.876	0.874	0.872	0.871
32	0.869	0.867	0.866	0.864	0.863	0.861	0.859	0.858	0.856	0.854
33	0.853	0.851	0.850	0.848	0.846	0.845	0.843	0.842	0.840	0.839
34	0.837	0.835	0.834	0.832	0.831	0.829	0.828	0.826	0.825	0.823

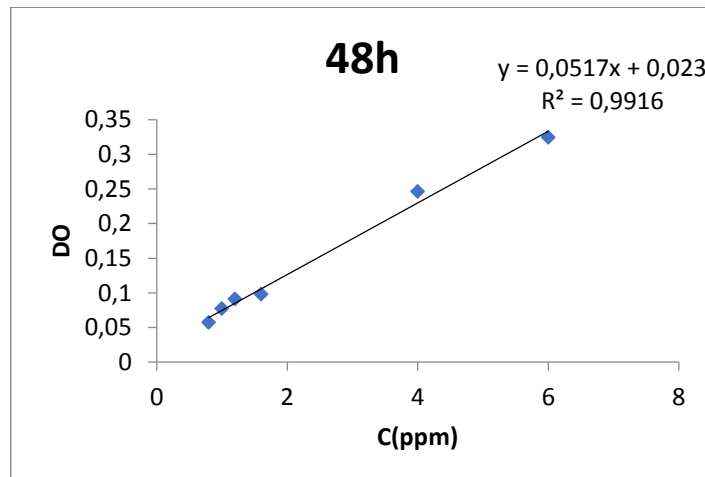
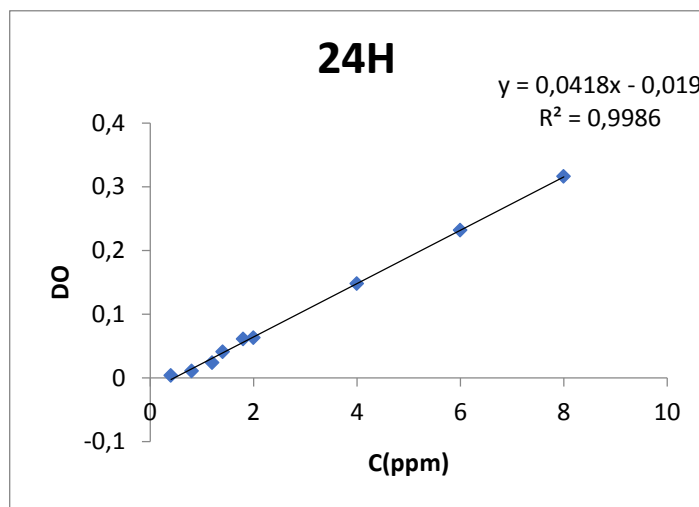
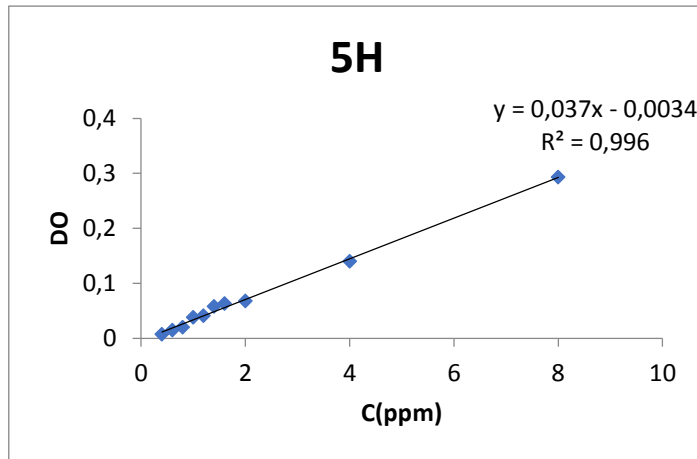
Tableau16 :Les valeurs de conductivités

jour)	EB	P1	P2	P3	P4	P5
1	0,00487	0,8596	1,478	1,976	3,27741	3,49182
2	0,00556	0,1375	0,235	0,345	0,535994	0,628723
3	0,00545	0,1128	0,131	0,167	0,26442	0,330525
4	0,00544	0,0984	0,107	0,134	0,16037	0,250705
5	0,00562	0,0972	0,095	0,115	0,119534	0,17221
6	0,00552	0,1011	0,111	0,137	0,129408	0,173892
7	0,00569	0,0863	0,0890	0,097	0,091728	0,135072
8	0,00367	0,0700	0,0759	0,0821	0,0678044	0,1128732
9	0,00335	0,0617	0,0645	0,0709	0,06526	0,091364
10	0,00554	0,0629	0,063	0,0663	0,0614226	0,0865728
11	0,00433	0,0629	0,0675	0,0655	0,06	0,0868
12	0,00419	0,0726	0,0734	0,0763	0,0712572	0,097804
13	0,00320	0,0594	0,05976	0,0622	0,0610548	0,0782856
14	0,00388	0,0576	0,0572	0,0577	0,0555646	0,0782278
15	0,00448	0,0527	0,0525	0,0549	0,0678528	0,0678528
16	0,00448	0,0527	0,0525	0,0549	0,0678528	0,0678528
17	0,00552	0,0446	0,0436	0,0589	0,0450368	0,0567424
18	0,00381	0,0537	0,0532	0,0549	0,053568	0,065968
19	0,00381	0,0537	0,0532	0,0549	0,053568	0,065968
20	0,00422	0,0492	0,0537	0,0558	0,0464256	0,0592224
21	0,00568	0,0416	0,0407	0,0428	0,0424576	0,05208

ANNEX N°5 :Les courbes d'étalonnage

Les courbes d'étalonnages :





Résumé

L'utilisation intensive des pesticides a entraîné une contamination des eaux usées (agricoles, industrielles), eaux souterraines et eaux de surfaces. Parmi ceux-ci, nous pouvons citer l'acide 2,4-dichlorophénoxyacétique.

Dans ce travail, nous avons étudié l'efficacité d'élimination de l'acide 2,4-D sur un lit fixe de CAC et sable de N'goussa. Cette étude a été faite à partir des eaux usées synthétiques contaminées par une concentration de 2 mg/l de l'acide 2,4-D, et l'évolution de cette concentration a fait l'objet d'un suivi journalier de notre part pour une durée de 21 jours.

En mode statique, les résultats de l'adsorption ont donné des isothermes d'adsorption de type S.

L'analyse des résultats de cette étude montre que la filtration lente sur le lit fixe de CAC et sable sont satisfaisants avec un rendement d'épuration de 99.95%.

A partir de notre étude, les résultats expérimentaux confirment les deux (02) modèles mathématiques Bohart - Adams et Wolborska avec une capacité maximum d'adsorption de 369.19 mg/l, quant au modèle de Clark, ce dernier ne peut être appliqué par raison de la faiblesse de la constante n de Freundlich ($n < 1$).

Mots clés : L'Acide 2,4-D, Eaux synthétiques, Adsorption dynamique, Filtration lente, CAC, Sable de N'goussa, Modélisation.

المخلص

أدى الاستخدام المفرط لمبيدات الآفات إلى التلوث المياهم المستعملة (الزراعية و الصناعية)، المياهم الجوفية و السطحية، من بين هذه يمكن ان نذكر حمض 2,4 دي كلوروفينووكسي اسيتيك.

نتناول في هذا البحث، فحص كفاءة إزالة حمض 2,4 دي على سرير ثابت من الفحم المنشط التجاري و رمال كئبان نقوسة، تم اجراء هذه الدراسة من مياهم الصرف الصناعي الملوثة بتركيز 2 ملغم/لتر من حمض 2,4 دي. تابعنا التطور اليومي للتركيز لمدة 21 يوما.

في الوضع الثابت تعطي نتائج الامتزاز بيان متساوي الحرارة من النوع S.

يبين تحليل نتائج هذه الدراسة أن الترشيح البطيء على السرير الثابت مرض مع إنتاجية جد عالية تصل إلى 99.95%.

ارتبطت النتائج التجريبية في الحالة النشطة بنماذج رياضية (بوهارت/ أدامس، ولبورسك سجلت أقصى قدرة امتصاص تصل إلى 369.19 ملغم/لتر. في حين لم يتم تطبيق نموذج كلارك لأن ثابت فروندليش أقل من الواحد.

الكلمات المفتاحية: حمض 2,4 دي كلوروفينووكسي اسيتيك، مياهم مستعملة، امتزاز ديناميكي، ترشيح بطيء، فحم منشط تجاري، رمال كئبان نقوسة، نمذجة.

Abstract

Excessive use of pesticides has led to wastewater pollution (agricultural and industrial), groundwater and surface, among which we can mention acid 4, 2 dichlorophenoxy acetic acid.

In this study, we examined the efficiency of removing acid 4, 2d on a fixed bed of activated commercial coal and sieved dune sand. This study was conducted from industrial wastewater contaminated with a concentration of 2 mg / L of acid 4, 2-D.

We followed the daily development of concentration for 21 days.

In the static mode, the adsorption results give the S-type isothermal statement.

An analysis of the results of this study shows that the slow filtration of the fixed bed is satisfactory with a very high productivity of 99.95%.

Experimental results were associated with active mathematical models (Bohart / Adams and Wolborska) with maximum absorption capacity of 369.19 mg / L, while the Clark model was not applied because the Freundlich constant was less than 1.

Keywords: Acid 2, 4 dichlorophenoxy acetic acid, Used water, Dynamic adsorption, Slow filtration, Activated charcoal commercial, sand dune of N'goussa, Modeling.