



Université Mohamed Khider –Biskra

Faculté d'Architecture, de l'Urbanisme, de Génie Civil et de l'Hydraulique

Département de Génie civil et d'Hydraulique

MÉMOIRE DE MASTER

Sciences et Technologies

Filière : Hydraulique

Spécialité : Hydraulique Urbaine

Réf. : HU07

Présenté et soutenu par :

Ben Nacer Oumaima

Le: lundi 10 juin 2025

Réduction de la pollution des eaux usees en amont de la station d'épuration des eaux usées urbaines (STEP) de ARRIS (Batna) par adsorption

Jury :

Dr. Youcef Soufiane	Président	Université de Biskra
Dr. Mimeche Leila	Examineur	Université de Biskra
Pr. Guergazi Saadia	Encadreur	Université de Biskra
Pr. Giovanni Michele Porta	Encadreur	Université de Politecnico di Milano
Dr. Boudoumi Berkahoum	Co- Encadreur	Université de Biskra

Année universitaire : 2024-2025

Remerciements

Au terme de ce modeste travail, je tiens à exprimer ma profonde gratitude et mes vifs remerciements tout d'abord :

DIEU qui a illuminé mon chemin et qui m'a armé de courage pour achever mes études.

Mon encadrante **Pr. GUERGAZI Saadia** pour sa guidance précieuse, son soutien constant et ses conseils avisés tout au long de ce projet. Sa patience, son expertise et son dévouement ont été des atouts précieux qui ont grandement contribué à la réussite de ce travail. Je suis reconnaissante de l'opportunité qui m'a été offerte de bénéficier de ses connaissances et de son expérience. Merci infiniment pour tout.

Je tiens à exprimer ma profonde gratitude au Professeur **Giovanni Michele Porta**, de l'Université **Politecnico di Milano**, pour m'avoir guidé tout au long de ce travail.

Les membres de jury qui me feront l'honneur d'évaluer mon travail.

Un grand merci à ma Co-encadrante **Boudoumi Berkahom** pour son aide, ses conseils et son soutien tout au long de ce travail.

Mes remerciements s'adressent également à tous les enseignants qui ont contribué à notre formation, sans oublier tout le personnel de département. Et à tous ceux qui ont contribué de près ou loin à l'élaboration de ce travail.

Dédicace

À mon très cher père,

Merci pour ton amour, ta générosité et ta compréhension.

Ton soutien a toujours été une lumière sur mon chemin.

Aucun mot ne saurait réellement exprimer l'amour, l'estime et la reconnaissance que je te porte.

Ce travail est le fruit de tous les sacrifices que tu as faits pour m'offrir une éducation digne.

Je prie Dieu de t'accorder une longue vie, en bonne santé et remplie de sérénité.

À ma chère mère,

Toi qui as toujours cru en moi, même lorsque le doute et les difficultés m'envahissaient.

Tu m'as donné la force d'avancer, le courage de ne pas abandonner, et l'amour qui console tout.

Ta foi en moi a été une source inestimable d'énergie.

Ta lumière éclaire mon cœur, et elle continuera d'illuminer mon chemin pour toujours.

Merci pour tout, maman

À mes sœurs, Chahinez et Rihab,

Votre amour, vos encouragements, vos éclats de rire et votre tendresse m'ont accompagnée dans les moments les plus durs.

Merci d'être ces sœurs si précieuses, si vraies.

À mon frère Hachem,

ton admiration silencieuse m'ont toujours touchée.

Merci d'être ce frère au cœur grand et sincère.

À Wassim, Obey et Saja,

Mes adorables neveux, nièce

Vos sourires sont un baume, votre innocence une source de joie.

Merci de colorer ma vie.

À mon oncle Khalil,

Ta générosité, ton soutien discret et ton affection sincère ont été une force tranquille dans mon parcours. Merci du fond du cœur.

À mes tantes, Naïma et Moufida,

Merci pour vos prières, vos mots pleins de bonté et votre amour toujours présent, même à distance.

À mes collègues et mes amis,

Merci pour les échanges, les encouragements, et la présence dans les moments où l'on doute.

Cette aventure aurait été bien différente sans vous.

Résumé

La pollution des eaux usées urbaines, exacerbée par l'urbanisation croissante et les activités anthropiques, requiert des traitements performants afin de préserver les écosystèmes aquatiques. Cette étude évalue l'adsorption comme solution complémentaire, en utilisant un charbon d'origine agricole pour éliminer la turbidité, la DCO et l'absorbance UV des eaux usées. Des essais en batch ont été réalisés sur des échantillons prélevés à la station d'épuration d'Arris (Batna, Algérie). Après caractérisation physico-chimique des eaux et de l'adsorbant, différents paramètres réactionnels ont été étudiés. Les résultats montrent que l'eau analysée présente une qualité globale médiocre, caractérisée par une forte minéralisation, une pollution organique élevée et une turbidité importante. L'adsorbant utilisé présente une surface spécifique de $8,69 \text{ m}^2/\text{g}$ et un pH_{ZPC} de 6,84. Les essais d'adsorption ont permis d'atteindre des taux d'élimination supérieurs à 50 % pour la turbidité, la DCO et l'absorbance UV. Le modèle cinétique du pseudo-second ordre s'est révélé le plus adapté pour décrire le processus d'adsorption, ce qui a été confirmé par l'application du logiciel MATLAB. Le pH optimal de traitement est de 7,28. L'augmentation de la masse d'adsorbant améliore l'élimination jusqu'à un plateau, suivi d'une stabilisation ou d'une légère diminution de l'efficacité.

Mots Clés : Pollution des eaux usées urbaines ; Adsorption ; Charbon d'origine Agricole, Turbidité, DCO ; Absorbance UV ; Station d'épuration d'Arris ; MATLAB

ملخص

تلوث مياه الصرف الصحي الحضرية، الذي تفاقم بفعل التوسع العمراني المتزايد والأنشطة البشرية، معالجة فعالة من أجل الحفاظ على النظم البيئية المائية. تهدف هذه الدراسة إلى تقييم عملية الامتزاز كحل تكميلي، من خلال استخدام فحم منشأ زراعي لإزالة العكارة والطلب الكيميائي للأكسجين (DCO) والامتصاصية في الأشعة فوق البنفسجية من مياه الصرف الصحي. تم إجراء تجارب على عينات مأخوذة من محطة معالجة مياه الصرف الصحي في أريس (باتنة، الجزائر). وبعد تحديد الخصائص الفيزيائية والكيميائية لكل من المياه والمواد المازة، تم دراسة عدة متغيرات تفاعلية. أظهرت النتائج أن المياه المدروسة ذات جودة عامة متدنية، تنسم بارتفاع نسبة الملوحة، وتلوث عضوي مرتفع، وعكارة كبيرة. أظهر الفحم الماز المستخدم مساحة سطحية نوعية بلغت $8.69 \text{ م}^2/\text{غ}$ ، وقيمة pH_{ZPC} تساوي 6.84. وقد مكنت تجارب

الامتزاز من تحقيق نسب إزالة تجاوزت 50% لكل من العكارة، والطلب الكيميائي للأكسجين، والامتصاصية فوق البنفسجية. كما تبين أن نموذج الحركة الكينيتية من الرتبة الثانية هو الأنسب لوصف عملية الامتزاز، وتم تأكيد ذلك باستخدام برنامج MATLAB. بلغ الرقم الهيدروجيني الأمثل للمعالجة 7.28. وأظهرت زيادة كمية المادة المازة تحسناً في الإزالة حتى الوصول إلى حالة استقرار أو انخفاض طفيف في الكفاءة.

الكلمات المفتاحية: تلوث مياه الصرف الصحي الحضرية؛ الامتزاز؛ الفحم ذو الأصل الزراعي؛ العكارة؛ الطلب الكيميائي للأكسجين (DCO)؛ الامتصاصية فوق البنفسجية؛ محطة معالجة مياه الصرف الصحي أريس؛ برنامج MATLAB

Abstract

Urban wastewater pollution, exacerbated by rapid urbanization and anthropogenic activities, requires efficient treatment methods to preserve aquatic ecosystems. This study evaluates adsorption as a complementary solution, using agricultural-origin charcoal to remove turbidity, chemical oxygen demand (COD), and UV absorbance from wastewater. Batch experiments were conducted on samples collected from the Arris wastewater treatment plant (Batna, Algeria). After physicochemical characterization of both the wastewater and the adsorbent, various reaction parameters were investigated. The results indicate that the analyzed water exhibits poor overall quality, characterized by high mineralization, elevated organic pollution, and significant turbidity. The adsorbent used has a specific surface area of $8.69 \text{ m}^2/\text{g}$ and a point of zero charge (pHZPC) of 6.84. Adsorption tests achieved removal efficiencies exceeding 50% for turbidity, COD, and UV absorbance. The pseudo-second-order kinetic model proved to be the most suitable to describe the adsorption process, as confirmed by MATLAB software application. The optimal treatment pH was found to be 7.28. Increasing the adsorbent dosage improved removal efficiency up to a plateau, followed by stabilization or a slight decrease in effectiveness.

Keywords: Urban wastewater pollution; Adsorption; Agricultural-origin charcoal; Turbidity; Chemical oxygen demand (COD); UV absorbance; Arris wastewater treatment plant; MATLAB

Résumé
Remerciements
Dédicace

Introduction Générale.....	1
----------------------------	---

Chapitre I : Généralité sur les eaux usées urbaines

I.Introduction	4
I.1Les eaux usées	4
I.1.2 Les eaux agricoles.....	5
I.2Caractéristiques des eaux usées	6
I.2.1 Caractéristiques microbiologique	6
I.3Procédés d'épuration biologique des eaux usées	10
II.3.1 Traitements préliminaires	10
I.3.3 Décantation primaire	13
I. Principaux procédés biologiques d'épuration des eaux usées	13
I.4Traitements chimiques	14
I.5Procédés membranaires.....	14
I.6Procédés extensifs ou naturels.....	14
I.7Conclusion.....	15

Chapitre II : Généralité sur le procédé d'adsorption

II.1 Introduction.....	16
II.1.1 Définition	16
II.1.2 Principe de l'adsorption.....	16
II.1.3 Type d'adsorption	17
II.1.4 Mécanisme d'adsorption.....	18
II.1.5 Facteurs influençant l'adsorption	19
II.2 Cinétique d'adsorption.....	21
II.3 Isothermes d'adsorption	23
II.3.1 Classification des isothermes d'adsorption	24
II.3.2 Modèles d'isothermes d'adsorption.....	25
I.7 Différents travaux d'élimination de la pollution des eaux usées par adsorption.....	27
II.4 Conclusion	28

Chapitre III : Généralité sur la station d'Arris

III.1 Introduction.....	29
III.2. Description générale de la station d'épuration d'Arris.....	29
III.2.1. Description de la station d'Arris	30
III.2.2. Traitement biologique à faible charge.....	31
III.2.2.1. Filière eau	31
III.2.2.3. Traitement biologique à boues activées.....	35
III.2.3 Filière boues.....	38
III.3. Conclusion	42

Chapitre IV: Matériels et méthodes

IV.1Introduction.....	43
IV.2Matériel et méthodes.....	43
IV.2.1 Méthode de caractérisation de l'adsorbant	44
IV.2.2 Échantillonnage	45
IV.2.3 Méthode de dosage des paramètres physico chimiques des eaux usées testées	45
IV.2.4 Procédé d'adsorption.....	46
IV.2.5 Programmation par logiciel MATLAB.....	47
IV.3 But principale	48
IV.4 Conclusion	48

Chapitre V: Résultats et discussion

V.1.Introduction.....	49
V.2.1Caractéristiques physico chimiques des eaux usées de la station d'Arris et de l'adsorbant Testées	49
V.2.2. Caractéristiques de l'adsorbant testé.....	50
V.3Résultats et discussion des essais d'adsorption.....	52
V.3.1Application des modèles de la cinétique d'adsorption.....	54
V.3.2Effet de la variation de pH.....	56
V.3.3Effet de la variation de la masse de l'adsorbant testé sur l'absorbance en UV, la turbidité et la DCO d'une eau usée testée.....	58
V.4Organigramme du code MATLAB.....	60

V.4.1Interprétation des résultats.....	60
V. 5Conclusion.....	61
Conclusion générale	63
Références bibliographiques	64

Liste des figures

Figure II. 1 : Principe du phénomène de l'adsorption.....	17
Figure II. 2 : Classification des isothermes selon Brunauer, Emmett et Teller (1938).....	24
Figure IV. 1 : Spectre UV/Vis des eaux usées testées.....	47
Figure V. 1 : pH point zéro charge (pHPZC) de l'adsorbant testé.....	50
Figure V. 2 : Spectres FTIR de l'adsorbant testé	51
Figure V. 3 : Performances d'adsorption des eaux usées : évolution des rendements de la turbidité, absorbance et DCO selon la dose d'adsorbant.....	52
Figure V. 4 : Modèles Pseudo-premier ordre et second ordre de la cinétique d'adsorption de la DCO et de la turbidité des eaux usées de la station d'Arris [DCO]= 300mg/l ; [Adsorbant] =0.50 g	54
Figure V. 5 : Présentation du modèle de la diffusion intra particulaire de l'adsorption des eaux usées testées.....	55
Figure V. 6 : Effet du pH sur l'absorbance en UV, la turbidité et la DCO des eaux usées...	57
Figure V. 7 : Effet de la variation de la masse du CAP sur l'absorbance en UV, la turbidité...	58

Liste des tableaux

Tableau II. 1 : Différences entre la physisorption et la chimisorption	18
Tableau IV.1 : Appareils de mesure utilisés	45
Tableau V. 1 : Caractéristiques physico-chimiques des eaux usées de la station d'Arris	49
Tableau V. 2 : Paramètres des modèles de la cinétique d'adsorption de la DCO et de la turbidité des eaux usées de la station d'Arris	55
Tableau V. 3 : Comparaison entre les critères statistiques (NNL, BIC, KIC)	61

Liste des Photos

Photo I. 1 : Dégrilleur	11
Photo I. 2 : Dessableur/Déshuileur	12
Photo I. 3 : Décanteur primaire	13
Photo III. 1 : Situation géographique de la station d'Arris (Batna- Algérie).....	30
Photo III. 2 : Vue générale de la STEP d'Arris (ONA, 2013).....	31
Photo III. 3 : Déversoir d'orage de la station d'Arris.....	32
Photo III. 4 : Dégrillage grossier de la STEP.....	33
Photo III. 5 : Dégrillage fin de la STEP	33
Photo III. 6 : Dessableur/déshuileur de la STEP d'Arris.....	34
Photo III. 7 : Citerne des graisses de la STEP	34
Photo III. 8 : Classificateur à sables	34
Photo III. 9 : Les bassins d'aération de la station	35
Photo III. 10 : Dégazage de la STEP d'Arris.....	36
Photo III. 11 : Clarificateur.....	36
Photo III. 12 : Les groupes d'électropompes destinées pour le pompage des boues en excès et des boues de recyclage	37
Photo III. 13 : Bassin de chloration	38
Photo III. 14 : Photo d'oued Labiod	38
Photo III. 15 : L'épaississeur de la STEP	39
Photo III. 16 : Déshydratation des boues de la STEP d'Arris le filtre à bandes presseuse	40
Photo III. 17 : Décharge des boues déshydratées en benne	40
Photo III. 18 : Tableau de commande automatique dans la salle de contrôle	41



Introduction générale

Introduction Générale

La pollution des eaux usées urbaines constitue un enjeu environnemental majeur lié à l'urbanisation croissante et à l'intensification des activités humaines. Ces eaux, issues principalement des usages domestiques, industriels et pluviaux, contiennent une grande variété de polluants organiques, chimiques et microbiologiques. Parmi eux figurent des substances toxiques, des résidus de médicaments, des pesticides, ainsi que des microorganismes pathogènes pouvant affecter la santé publique. Leur rejet non traité ou insuffisamment traité dans les milieux naturels provoque une dégradation des écosystèmes aquatiques, notamment par l'eutrophisation et la contamination des ressources en eau potable. Pour limiter ces impacts, les stations d'épuration jouent un rôle crucial en éliminant ou en transformant ces polluants par des procédés physiques, chimiques et biologiques. Cependant, la complexité et la diversité des polluants posent des défis importants pour le traitement efficace des eaux usées urbaines. La maîtrise de cette pollution est donc essentielle pour préserver la qualité de l'eau et assurer un développement urbain durable. Cette introduction met en lumière la nécessité d'une gestion rigoureuse et innovante des eaux usées dans les zones urbaines ([Adda & Benhamida, 2023](#)).

Dans ce contexte, il est essentiel de disposer d'une connaissance approfondie des caractéristiques des eaux usées. Ces dernières varient selon leur origine domestique, industrielle ou agricole et se distinguent par leurs paramètres physico-chimiques (pH, température, turbidité, DCO, DBO, etc.) et biologiques (présence de bactéries, virus, protozoaires, etc.). L'analyse de ces paramètres permet d'évaluer le degré de pollution, de choisir les technologies de traitement les plus appropriées, et d'assurer la conformité avec les normes environnementales en vigueur ([Bhatnagar & Sillanpää, 2010](#)).

Parmi les procédés de traitement les plus utilisés, **l'épuration biologique** et **l'adsorption** occupent une place centrale. Les procédés biologiques notamment les boues activées, les lits bactériens ou encore les disques biologiques exploitent l'action des micro-organismes pour dégrader la matière organique. Ces systèmes, largement éprouvés dans les stations d'épuration urbaines, sont efficaces pour réduire la charge polluante dans les eaux résiduaires. Toutefois, ils peuvent présenter des limites face à certains composés non biodégradables ou à faible biodégradabilité ([Cheknane, 2017](#)).

De ce fait, **l'adsorption** apparaît comme une technique complémentaire et parfois incontournable, notamment dans les traitements dits tertiaires ou avancés. Ce phénomène, qui

repose sur la fixation des polluants à la surface d'un solide (adsorbant), peut être de nature physique ou chimique. L'efficacité du processus dépend de nombreux facteurs tels que la surface spécifique de l'adsorbant, le pH, la température, ou encore la nature de l'adsorbat. De nombreux matériaux naturels et synthétiques (comme le charbon actif ou les argiles modifiées) ont été étudiés pour leur potentiel d'adsorption, notamment dans l'élimination des métaux lourds, des colorants ou des micropolluants organiques ([Boumalek, 2020](#)).

Afin d'illustrer l'application concrète de ces procédés, l'étude de la **station d'épuration des eaux usées d'Arris**, située dans la wilaya de Batna (Algérie), constitue un cas exemplaire. Cette installation, conçue pour traiter un débit journalier de plusieurs milliers de mètres cubes, met en œuvre des traitements physiques (dégrillage, dessablage, déshuilage), biologiques (boues activées à faible charge) et de désinfection (chloration). Elle joue un rôle crucial non seulement dans la protection de l'environnement local, mais aussi dans le soutien à l'agriculture régionale via la réutilisation des eaux traitées pour l'irrigation ([Khir, & Zabar, 2021](#) ; [Bouaziz, 2023](#)).

À travers cette démarche, ce travail s'inscrit dans une volonté de compréhension globale de la pollution des eaux, des principes scientifiques de l'épuration, et des solutions techniques mises en œuvre sur le terrain. Ce travail vise également à évaluer l'efficacité d'un matériau adsorbant d'origine agricole dans la réduction de certains paramètres responsables de la pollution des eaux usées urbaines. Plus précisément, l'étude porte sur la réduction de la turbidité (matières en suspension et vraie), de la demande chimique en oxygène (DCO), de la demande biologique en oxygène sur cinq jours (DBO₅), ainsi que de la composante organique présente dans les eaux usées urbaines d'Arris mesurée par l'absorbance UV. Les analyses seront réalisées sur des échantillons d'eaux usées prélevés en amont de la station d'épuration d'Arris, et plus particulièrement avant l'étape de traitement secondaire, c'est-à-dire au niveau de la tête du dessableur.

Pour aboutir à notre objectif on a subdivisé, notre travail en cinq chapitres :

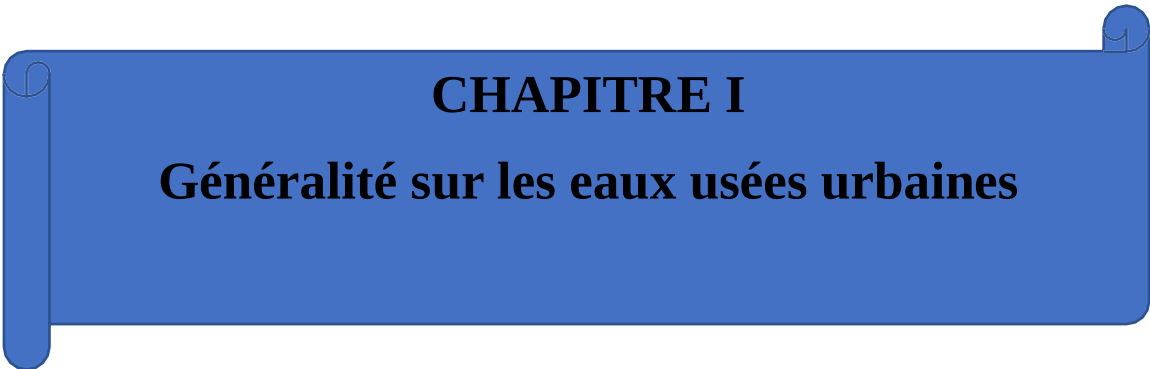
Le premier et le deuxième chapitre présentent un aperçu global sur les eaux usées urbaine et le procédé d'adsorption. Ce dernier est couronné par des modèles mathématiques ayant un rôle crucial dans le procédé d'adsorption.

Le troisième chapitre expose une description de la station d'épuration d'Arris, qui constitue la principale source des échantillons d'eau étudiés dans ce travail.

Le quatrième chapitre présente le matériel utilisé ainsi que les différentes méthodes étudiées, qui constituent les éléments fondamentaux de notre présente étude. Tandis que ; le cinquième chapitre illustre les résultats et les discussions de l'ensemble de nos résultats qui ont été réalisées au sein du laboratoire de recherche en hydraulique souterraine et de surface de notre université (Université Mohamed Khider de Biskra).

Une application avec le logiciel MATLAB va être également étudiée dans le but de modéliser et d'analyser les résultats obtenus, afin d'optimiser les procédés d'adsorption des eaux usées que nous avons adopté.

Finalement, une conclusion générale clôture notre travail en soulignant l'importance des analyses réalisées et les résultats obtenus, qui apportent une contribution significative à la compréhension et à l'amélioration du traitement des eaux usées. Elle ouvre également des perspectives pour des recherches futures afin de perfectionner les techniques et garantir une gestion durable des ressources hydriques.



CHAPITRE I

Généralité sur les eaux usées urbaines

I. Introduction

La problématique de la gestion des eaux usées représente aujourd'hui un défi environnemental, sanitaire et économique majeur. Avec l'augmentation de la population, l'urbanisation croissante et le développement des activités industrielles et agricoles, la quantité et la complexité des effluents rejetés dans le milieu naturel ne cessent d'augmenter. Ces eaux usées contiennent une grande variété de polluants : matières en suspension, substances organiques et inorganiques dissoutes, nutriments en excès ainsi que des micro-organismes pathogènes (*Satin, & Selmi, 1999 ; Benakcha, 2020*).

Avant de pouvoir traiter ces eaux et limiter leur impact sur l'environnement, il est indispensable de bien comprendre leur origine ainsi que leurs caractéristiques physiques, chimiques et biologiques. Cette connaissance est essentielle pour évaluer le niveau de pollution, choisir les procédés de traitement adéquats et respecter les normes de qualité imposées pour la protection des ressources hydriques (*Babou & M'Zyene, 2017*).

Ce chapitre a pour objectif de présenter les différentes origines des eaux usées (urbaines, agricoles, industrielles) et de détailler les principaux paramètres qui les caractérisent. Il s'agit de poser les bases théoriques nécessaires à la compréhension des enjeux liés à la pollution des eaux, en vue d'optimiser les stratégies de traitement adaptées à chaque type d'effluent.

I.1 Les eaux usées

I.1.1 Définition des eaux usées

Les eaux usées urbaines, aussi appelées eaux résiduelles urbaines (ERU), sont des eaux chargées de polluants, solubles ou non, provenant essentiellement des activités humaines domestiques, industrielles et des eaux pluviales. Elles représentent un mélange de matières polluantes dispersées ou dissoutes dans l'eau utilisée pour divers besoins (domestiques, industriels, météoriques) (*Mheni, 2024*).

I.1.2 Origine des eaux usées urbaines (*Tardat-Henry & Beaudry, 1984 ; Boumalek, 2020*)

Les eaux usées urbaines proviennent principalement de plusieurs origines liées aux activités humaines dans les zones urbaines

Eaux usées domestiques : issues des ménages, elles comprennent :

- Les **eaux-vannes** (ou eaux noires) provenant des toilettes, contenant matières fécales, urine, papier toilette, et autres déchets organiques.
- Les **eaux grises** provenant des lavabos, douches, baignoires, lave-vaisselle, lave-linge, cuisine, etc., contenant des détergents, graisses, et résidus divers.

Eaux pluviales et de ruissellement urbain

Eaux de pluie qui lessivent les surfaces urbaines (routes, parkings, toitures), entraînant hydrocarbures, métaux lourds, particules, et autres polluants.

Eaux industrielles

Eaux issues des procédés industriels, souvent plus complexes et polluées, nécessitant un traitement spécifique avant rejet dans le réseau d'assainissement urbain. Elles ne sont pas directement rejetées sans dépollution préalable.

Eaux de nettoyage urbain

Eaux utilisées pour le lavage des rues et espaces publics, qui contiennent des déchets, huiles, graisses, et autres polluants

Ces eaux usées urbaines sont donc un mélange de matières organiques, substances chimiques, microorganismes d'origine fécale, et polluants divers, reflétant la diversité des usages domestiques, industriels et urbains. Leur composition varie selon la taille de la communauté, les habitudes, le réseau d'assainissement (séparatif ou unitaire), et la localisation géographique ([Satin, & Selmi, 1999](#) ; [Boumalek, 2020](#)).

I.1.3 Les eaux agricoles

Ce sont les eaux générées par les activités agricoles, elles constituent une part majeure de la consommation d'eau : environ 70 % de l'eau prélevée dans le milieu naturel est utilisée à des fins agricoles, selon l'Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture. Parmi les exemples d'eaux usées agricoles, on peut citer :

- Les eaux blanches issues des laiteries,
- Les eaux provenant du fumier,
- Les eaux de drainage, etc.

I.2 Caractéristiques des eaux usées (*Konaté, 2011 & Benakcha, 2020*)

La composition des eaux usées varie considérablement selon leur source (industrielle, domestique, etc.). Elle est influencée par l'activité humaine, notamment par les eaux ménagères et les eaux vannes et de la composition des eaux d'alimentation en eau potable et, secondairement, des matériaux utilisés pour les canalisations, en ce qui concerne les composés chimiques.

La nature et la quantité des effluents industriels susceptibles d'être déversés dans le réseau urbain exercent également une influence sur celle-ci.

I.2.1 Caractéristiques microbiologique (*Tardat-Henry & Beaudry, 1984 ; Djillali, 2020*).

➤ Microorganismes

Les eaux usées contiennent l'ensemble des micro-organismes présents dans les matières fécales. Cette flore intestinale normale est associée à des agents pathogènes. L'ensemble de ces micro-organismes peut être divisé en quatre grands groupes : les bactéries, les protozoaires, les virus et les helminthes.

➤ Les paramètres physico-chimiques

- **Température**

La température est un paramètre crucial à connaître pour l'eau, car elle influence significativement la solubilité des sels, en particulier des gaz, ainsi que la détermination du pH. Elle joue également un rôle physiologique en affectant le métabolisme de croissance des micro-organismes présents dans l'eau.

- **Le pH**

Ce paramètre reflète l'acidité ou la basicité du milieu. Il constitue un facteur limitant dans de nombreux processus d'épuration., les bactéries se développent de manière optimale dans un pH compris entre 5 et 8,5.

- **La conductivité :**

Ce paramètre est important pour l'analyse des eaux usées. Une conductivité élevée indique une concentration importante de sels minéraux dissous dans l'eau, ce qui peut limiter la croissance de certaines bactéries et, par conséquent, affecter leur efficacité dans le traitement des eaux usées. La

conductivité varie en fonction de la température, étant généralement plus élevée à des températures plus élevées ([Valiron & Colin, 1983](#) ; [Konaté, 2011](#)).

- **La turbidité**

La turbidité est inversement liée à la transparence de l'eau et constitue l'un des principaux paramètres de pollution, signalant la présence de matières organiques ou minérales sous forme colloïdale en suspension dans les eaux usées. Elle fluctue en fonction des matières en suspension (MES) présentes dans l'eau.

- **Le Carbone Organique Total (COT)**

Le **Carbone Organique Total** correspond à la quantité de carbone associée à la matière organique présente dans un échantillon. Sa détermination repose sur l'analyse du dioxyde de carbone (CO_2) produit après une oxydation complète du carbone organique. Cette méthode, rapide et efficace, nécessite seulement un faible volume d'échantillon ([Valiron & Colin, 1983](#) [Boumalek, 2020](#)).

- **La demande chimique en oxygène (DCO)**

Selon [Bliefert et Perraud, \(2008\)](#) la DCO représente la quantité d'oxygène (en mg/l ou autre unité) requise pour oxyder principalement les composés organiques présents dans l'eau. Les substances dissoutes dans l'eau sont soumises à un traitement chimique dans des conditions d'oxydation sévères, afin d'estimer également la présence de composés difficilement dégradables biologiquement, tels que les composés organiques chlorés ([Boumalek, 2020](#)).

- **La Demande Biochimique en Oxygène (DBO)**

La DBO désigne la quantité d'oxygène utilisée pour la dégradation des matières organiques décomposables par des processus biochimiques. Selon [Bliefert \(2008\)](#), elle correspond à la quantité d'oxygène nécessaire aux bactéries pour décomposer partiellement ou oxyder complètement les substances organiques présentes dans l'eau, transformant celles-ci en dioxyde de carbone (CO_2) sur une période donnée, grâce à leur système enzymatique ([Valiron & Colin, 1983](#); [Mheni, 2024](#)).

- **Le rapport DCO/DBO₅**

Le rapport DCO/DBO₅ est un indicateur clé de la biodégradabilité de l'eau. Ce rapport varie considérablement pour les eaux usées urbaines (ERU) et change à différentes étapes du traitement. La DCO est toujours égale ou supérieure à la DBO₅.

Pour qu'une pollution soit considérée comme biodégradable, ce rapport doit être inférieur à 2,5. En général, la biodégradabilité des eaux usées est évaluée à travers ce rapport .

- Un rapport DCO/DBO₅ < 3 indique un effluent facilement biodégradable.
- Un rapport DCO/DBO₅ > 5 indique un effluent difficilement biodégradable.

- **Les matières en suspension (MES) (*Tardat-Henry & Beaudry, 1984 ; Mheni, 2024*).**

Ce paramètre regroupe l'ensemble des éléments en suspension dans l'eau qui peuvent être retenus par un filtre ayant une porosité définie. Ces particules constituent une catégorie intermédiaire entre les particules minérales plus grossières, telles que le sable ou la poussière de charbon, et les particules minérales de nature mucilagineuse.

Les Matières en Suspension (MES) sont exprimées selon la relation suivante :

$$\text{MES} = 30 \% \text{ MMS} + 70 \% \text{ MVS}$$

MMS : Matières Minérales en Suspension.

MVS : Matières Volatiles en Suspension

- **Matières Minérales en Suspension (MMS)**

Les MMS correspondent à la différence entre les Matières en Suspension (MES) et les Matières Volatiles en Suspension (MVS). Elles représentent le résidu minéral obtenu après calcination, incluant des composés tels que les sels et la silice.

- **Matières Volatiles en Suspension (MVS)**

Les MVS constituent la fraction organique de MES. Leur détermination s'effectue par calcination d'un échantillon à 650°C, après mesure préalable de la teneur en MES. Elles représentent généralement 70 à 80 % de MES.

- Substances nutritives (*Valiron & Colin, 1983 ; Tardat-Henry & Beaudry, 1984*)

a) Azote

L'azote présent dans les eaux usées se trouve sous deux formes principales : organique et ammoniacale dissoute. Afin de limiter la consommation d'oxygène dans les milieux naturels et de réduire le risque de toxicité liée à l'ammoniaque gazeux dissous (NH_3), en équilibre avec l'ion ammonium (NH_4^+), l'azote est fréquemment oxydé.

b) Phosphore (P)

La concentration en phosphore dans les effluents secondaires varie généralement entre 6 et 15 mg/L. Cette quantité est souvent insuffisante pour affecter significativement le rendement (FAO, 2003). En cas d'excès, le phosphore est majoritairement retenu dans le sol par des mécanismes d'adsorption et de précipitation, particulièrement efficaces lorsque le sol contient des oxydes de fer, d'aluminium ou de calcium en quantité importante. De ce fait, les problèmes liés à un excès de phosphore sont rarement observés.

c) Potassium (K^+)

Le potassium est présent dans les effluents secondaires à des concentrations comprises entre 10 et 30 mg/L (soit 12 à 36 mg/L en équivalent K_2O), ce qui permet de couvrir partiellement les besoins des cultures. Toutefois, un excès de fertilisation potassique peut entraîner une fixation du potassium dans une forme peu échangeable, une augmentation des pertes par lessivage dans les sols légers, ainsi qu'une consommation excessive par les plantes.

d) Nitrates (NO_3^-)

Les nitrates représentent le produit final de l'oxydation de l'azote organique dans l'eau. Ils sont formés par l'action des bactéries nitrifiantes (notamment *Nitrobacter*) qui convertissent les nitrites en nitrates. Bien que les nitrates ne soient pas toxiques en eux-mêmes, des concentrations élevées peuvent favoriser la prolifération algale, contribuant ainsi à l'eutrophisation des milieux aquatiques. Leur danger potentiel est toutefois lié à leur possible réduction en nitrites.

I.3 Procédés d'épuration biologique des eaux usées

L'objectif de l'épuration biologique est d'extraire les polluants biodégradables présents dans l'eau domestique (qu'elle soit décantée ou non), en la métamorphosant en microorganismes suspendus et en déchets plus aisément récupérables. Le traitement biologique peut se dérouler soit de façon libre, c'est-à-dire entièrement incorporée au milieu aqueux à purifier (comme le lavage ou les boues activées), soit de façon fixée ; elle est ensuite fixée sur un support solide sur lequel percole l'eau à traiter (tels que des lits bactériens ou des disques biologiques).

À ce stade du traitement biologique, il existe plusieurs méthodes distinctes, notamment les techniques biologiques extensives et les techniques biologiques intensives. On peut aussi intégrer une autre méthode aux procédés d'épuration biologique, à savoir le recours aux filtres plantés (*Pronost et al 2002 ; Mheni, 2024*).

II.3.1 Traitements préliminaires

Les eaux usées brutes à leur arrivée à la station nécessitent généralement un prétraitement constitué de plusieurs opérations successives, exclusivement. Le prétraitement dans une station d'épuration des eaux usées constitue la première étape essentielle visant à protéger les équipements en aval et à faciliter les traitements ultérieurs. Il permet d'éliminer les matières solides grossières, les sables, les graisses et autres polluants susceptibles de provoquer des obstructions, de l'abrasion ou des dysfonctionnements (*Perera & Baudot, 1991 ; Hibache, 2016*).

i. Principales opérations de prétraitement

- **Dégrillage** : Passage des eaux usées à travers des grilles ou tamis pour retenir les déchets volumineux (plastiques, lingettes, débris divers) qui pourraient endommager les pompes et les équipements ultérieurs (photo I.1).
- **Dessablage** : Décantation des matières sableuses et particules lourdes afin d'éviter l'usure prématurée des installations (photo. I.2).
- **Dégraissage** : Séparation des huiles et graisses par flottation pour éviter leur accumulation et les problèmes associés dans les traitements biologiques.

- **Dilacération** : Broyage des déchets solides trop volumineux pour faciliter leur évacuation et traitement.
- **Déshuilage** : Traitement spécifique pour éliminer les huiles, notamment dans les eaux industrielles ou issues des zones de lavage (photo. I.2). (*Perera & Baudot, 1991; Hibache, 2016 ; Benakcha, 2020*).



Photo I.1 : Dégrilleur.



Photo I.2: Dessableur/Déshuileur.

ii. Dispositifs et tendances actuelles

Les stations modernes tendent à regrouper ces opérations dans des unités compactes intégrant dégrillage fin, dessablage et dégraissage dans un seul équipement, facilitant la couverture, la ventilation et la désodorisation. Ces systèmes permettent également de réduire les sous-produits à évacuer, en traitant ou recyclant les sables et graisses sur place.

Dans les petites stations, le prétraitement peut se limiter à une fosse toutes eaux, des préfiltres, voire un piège à graisses, tandis que les grandes installations disposent généralement d'équipements mécaniques plus sophistiqués (*Perera & Baudot, 1991 ; Ouakouak, 2017*).

I.3.2 Objectifs du prétraitement (*Pronost et al 2002 ; Rivera, 2 010*)

- Protéger les conduites, pompes et équipements des obstructions et de l'usure.
- Réduire la charge de matières solides et polluants avant les traitements biologiques.
- Améliorer l'efficacité globale de la station d'épuration.
- Minimiser la production de sous-produits difficiles à gérer.

I.3.2 Décantation primaire

Le traitement « primaire » utilise des méthodes physiques naturelles, éventuellement combinées à des techniques physicochimiques, comme la coagulation-floculation. Les particules en suspension se sédimentent au fond du bassin et sont épaissies de manière mécanique dans une cuve située sous les lamelles. Les boues primaires sont composées des substances extraites lors de la décantation primaire. Elles sont récupérées par pompage vers la chaîne de traitement des boues. L'eau clarifiée est collectée à la surface par des canaux et acheminée vers le traitement biologique (photo. I.3) (*Perera & Baudot, 1991 ; Krou, 2010*).



Photo I.3: Décanteur primaire

I.4 Principaux procédés biologiques d'épuration des eaux usées

Ils utilisent l'activité microbienne pour dégrader la matière organique et certains nutriments.

- ✓ **Boues activées** : procédé intensif où des micro-organismes en suspension dégradent la pollution organique dans des bassins aérés. C'est la technique la plus répandue, efficace pour éliminer 80 à 90 % de la DBO (demande biochimique en oxygène) et réduire l'azote.
- ✓ **Biofiltration** : utilisation de micro-organismes fixés sur un support granulaire qui filtrent et dégradent les polluants. Ce procédé élimine environ 90 % de la DBO et peut aussi réduire l'azote.

- ✓ **Lits bactériens et disques biologiques** : procédés extensifs où les eaux ruissellent sur des supports colonisés par des bactéries épuratrices, adaptés aux petites installations (*Tardat-Henry & Beaudry, 1984 ; Perera & Baudot, 1991*).

I.5 Traitements chimiques

Ils interviennent pour neutraliser, précipiter ou désinfecter les eaux traitées.

- **Neutralisation** : ajustement du pH pour faciliter la précipitation des métaux et autres polluants.
- **Précipitation et floculation** : ajout de produits chimiques pour agglomérer les particules fines en flocs, facilitant leur élimination par filtration ou décantation.
- **Désinfection** : élimination des germes pathogènes par chloration, ozonation ou rayonnement UV, notamment avant rejet en milieu sensible ou réutilisation (*Satin & Selmi, 1999*).

I.6 Procédés membranaires

Ils combinent filtration physique fine et traitements biologiques ou chimiques.

Filtration sur membranes : filtration, osmose inverse, nanofiltration pour retenir micro-organismes, virus, particules et certains polluants dissous. Souvent utilisés en traitement tertiaire pour obtenir une eau de très haute qualité.

I.7 Procédés extensifs ou naturels

Ces procédés s'appuient sur les processus naturels d'autoépuration et conviennent aux petites collectivités ou zones rurales.

- **Lagunage naturel** : bassins peu profonds où la dégradation biologique, la sédimentation et les échanges avec l'atmosphère épurent l'eau.
- **Filtres plantés de roseaux** : systèmes combinant filtration et activité microbienne grâce aux racines des plantes.
- **Systèmes innovants** : photo bioréacteurs algaux combinant digestion bactérienne et épuration par microalgues.

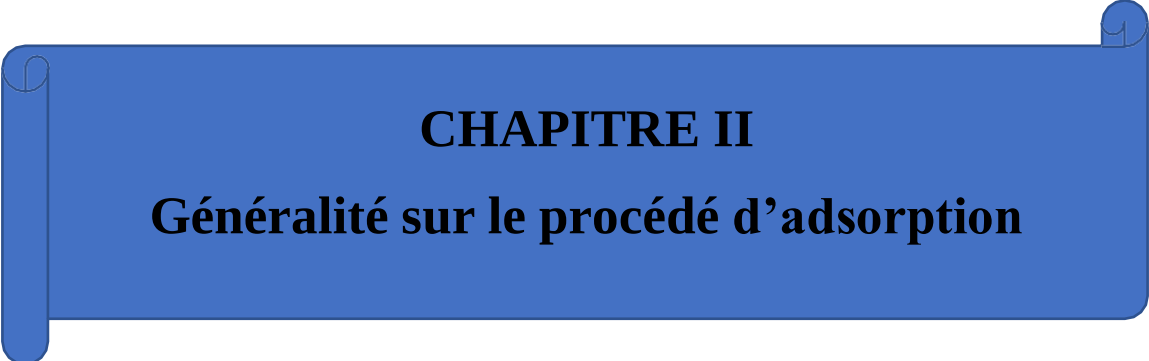
Il est important de signaler que les stations d'épuration modernes combinent souvent plusieurs de ces procédés pour optimiser l'élimination des polluants selon le volume et la nature des eaux usées, les contraintes locales et les objectifs de qualité du rejet (*Perera & Baudot, 1991 ; Moumenine, 2011*).

I.8 Conclusion

L'étude des eaux usées et de leurs caractéristiques constitue une étape essentielle pour comprendre la complexité des pollutions hydriques et orienter le choix des technologies de traitement appropriées. Qu'elles soient d'origine domestique, industrielle ou agricole, les eaux usées présentent des charges polluantes variées, tant par leur nature que par leur concentration.

Les paramètres physico-chimiques (tels que la température, le pH, la turbidité, la DCO, la DBO, etc.) et biologiques (micro-organismes) permettent d'évaluer la qualité de l'eau et d'apprécier son niveau de dégradation. Ces indicateurs sont également fondamentaux pour dimensionner et optimiser les procédés d'épuration.

Cette analyse globale met en évidence la nécessité d'une approche adaptée à chaque type d'effluent, en tenant compte de la spécificité des polluants à éliminer. La maîtrise de ces notions est indispensable pour la mise en œuvre de traitements efficaces, respectueux de l'environnement et conformes aux exigences réglementaires.



CHAPITRE II

Généralité sur le procédé d'adsorption

II. 1 Introduction

L'adsorption joue un rôle clé dans les processus de purification et de séparation des substances, notamment dans l'élimination de la pollution, qui représentent une forme majeure de pollution. Ce chapitre se concentre sur l'analyse des mécanismes de l'adsorption, ainsi que les paramètres ayant une influence majeure sur le procédé à savoir la cinétique, les isothermes d'adsorption et les différents paramètres et modèles qui lui gouvernent.

Nous portons également une attention particulière à certains travaux réalisés dans ce domaine, notamment ceux ayant pour objectif l'élimination de la pollution des eaux usées par adsorption ([Cheknane, 2017](#)).

II.1.1 Définition

L'adsorption est un procédé de traitement utilisé pour éliminer une large gamme de composés toxiques présents dans notre environnement en particulier dans le milieu aquatique. Elle se définit comme le phénomène de fixation des molécules de solutés à la surface d'un solide, soit par des liaisons de type Van der Waals, soit par des liaisons chimiques ([Bouaziz, 2023](#)).

II.1.2 Principe de l'adsorption

Le principe de l'adsorption repose sur la capacité des solides à retenir des molécules, qu'elles soient gazeuses ou liquides, à leur surface. Ces molécules, appelées adsorbats ou solutés, se fixent sur des solides désignés comme adsorbants. La surface de l'adsorbant comprend à la fois la surface externe et la surface interne. Plus le réseau de pores et de cavités à l'intérieur de l'adsorbant est développé, plus sa capacité d'adsorption est importante. La surface joue un rôle crucial dans ce processus (Figure II.1) ([Sun et al, 2016](#)).

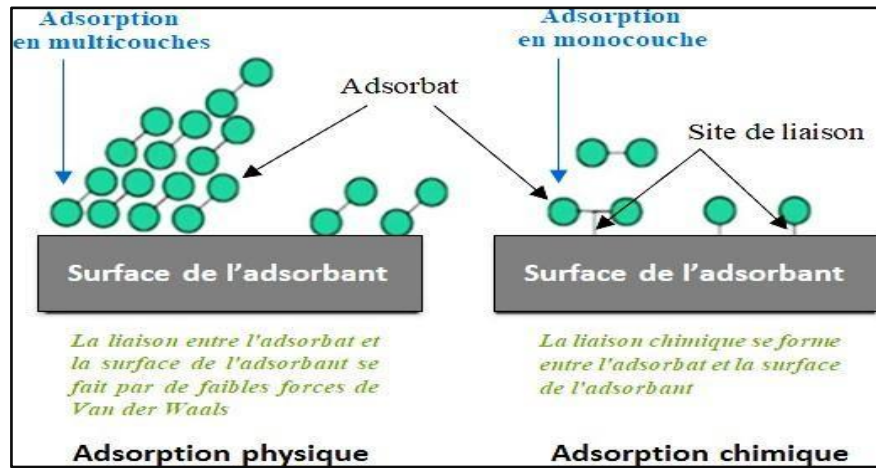


Figure II. 1 : Principe du phénomène de l'adsorption.

II.1.3 Type d'adsorption

Les types d'adsorption se distinguent en fonction de la nature des liaisons formées et de l'énergie libérée lors de la rétention d'une molécule à la surface d'un solide. On distingue ainsi deux catégories : l'**adsorption physique** et l'**adsorption chimique** (Khir & Zebar, 2021).

Adsorption chimique (Chimisorption)

L'adsorption chimique, également appelée chimisorption ou adsorption activée, implique une réaction chimique entre l'adsorbant et l'adsorbat, entraînant une transformation de la surface. Contrairement à l'adsorption physique, où l'adhésion des molécules est plus faible. L'adsorption chimique repose sur des forces beaucoup plus intenses. Elle est généralement associée à des énergies supérieures à 10 kcal/mole. Ce processus se produit à des températures élevées et est accompagné d'une enthalpie de transformation importante (Khir & Zebar, 2021).

a) L'adsorption physique

L'adsorption physique **contrairement** à la chimisorption, est un phénomène rapide et réversible qui n'entraîne pas de modification chimique des molécules adsorbées. Elle se caractérise par une faible énergie de liaison, inférieure à 84 kJ/mol, et repose sur des interactions électrostatiques de type Van der Waals. Dans ce cas, la durée de rétention de la substance adsorbée est courte, et la surface du support peut être recouverte par plusieurs couches moléculaires de produits adsorbés. La physisorption est généralement observée à basse

température, car elle est associée à des énergies faibles. Le tableau 1 présente la différence entre l'adsorption physique et chimique ([Adda & Benhamida, 2023](#)).

Table II.1 : Différences entre la physisorption et la chimisorption.

Propriétés	Adsorption physique	Adsorption chimique
Température du processus	Relativement basse à la température d'ébullition de l'adsorbât	Plus élevée
Chaleur d'adsorption	1 à 10 kcal/mol	Supérieur à 10 kcal/mol
Liaison	Physique de Van Der Waals	Chimique
Spécificité	Processus non spécifique	Processus spécifique
Désorption	Facile	Difficile
Cinétique	Rapide	Lente
Formation de couches	Formation de multicouches	Formation de monocouches

II.1.4 Mécanisme d'adsorption ([Ouakouak, 2017](#))

L'adsorption est un phénomène physique ou chimique permettant de piéger des molécules (adsorbats) à la surface d'un solide (adsorbant). Ce processus, souvent utilisé pour traiter des eaux usées ou purifier des gaz, suit un mécanisme en plusieurs étapes essentielles, décrites comme suit :

1. Diffusion externe

L'adsorbat migre de la phase liquide ou gazeuse externe jusqu'à une couche proche de la surface de l'adsorbant. Cette étape dépend des conditions hydrodynamiques et de la concentration de l'adsorbat.

2. Diffusion extra-granulaire

Le soluté se déplace depuis la couche proche de l'adsorbant jusqu'à la surface des grains de l'adsorbant. Ce transfert de masse peut être influencé par les propriétés de l'adsorbant, telles que la taille des particules.

3. Diffusion interne (intra-particulaire)

Les molécules d'adsorbat pénètrent à l'intérieur des pores de l'adsorbant. Cette étape est cruciale pour les adsorbants poreux, comme le charbon actif, et dépend de la taille et de la connectivité des pores.

4. Fixation sur les sites actifs

Les molécules d'adsorbat se fixent sur les sites actifs de la surface des pores. Ce processus peut être régi par des interactions physiques (forces de Van der Waals) ou chimiques (liaisons covalentes, échange ionique), selon le type d'adsorption.

Chaque étape peut influencer la cinétique et l'efficacité globale de l'adsorption. Le contrôle des paramètres tels que la taille des pores, la surface spécifique de l'adsorbant, et les conditions opérationnelles (pH, température, concentration) est crucial pour optimiser le processus.

II.1.5 Facteurs influençant l'adsorption

De nombreux paramètres influencent le phénomène d'adsorption des liquides par les solides. Parmi eux, on peut citer les suivants ([Le Cloarec, 2003](#); [Sun et al, 2016](#) ; [Ouakouak, 2017](#) ; [Kebir et al, 2022](#)).

- **Surface spécifique**

La surface spécifique, également appelée aire massique, correspond à la surface totale accessible par unité de masse du matériau. Elle joue un rôle clé dans la réactivité de l'échantillon en présence d'autres matériaux, car la vitesse de réaction est influencée par le degré de division du matériau.

- **pH**

Le pH influence fortement l'adsorption en modifiant la charge de surface de l'adsorbant et la forme chimique de l'adsorbat, ce qui affecte les interactions électrostatiques. Il conditionne la capacité d'adsorption, souvent optimale à un pH donné selon le système, en influençant la solubilité et la compétition ionique entre H^+ et l'adsorbat. De plus, le pH peut modifier le mécanisme d'adsorption, impactant la cinétique et la thermodynamique du processus

- **Concentration**

La concentration initiale de l'adsorbat influence directement la capacité et la vitesse d'adsorption. À faible concentration, la capacité d'adsorption est généralement plus élevée, car les sites actifs de l'adsorbant sont plus disponibles, tandis qu'à concentration élevée, la saturation des sites limite l'adsorption. Les isothermes d'adsorption illustrent cette relation entre quantité adsorbée et concentration initiale, montrant un plateau lorsque la saturation est atteinte

- **Vitesse d'adsorption**

En phase liquide, l'adsorption physique des polluants présents dans les eaux usées est généralement plus lente en raison de la viscosité du milieu. La réduction de cette viscosité, notamment par élévation de la température, permet d'améliorer la diffusion des contaminants vers la surface de l'adsorbant, accélérant ainsi le processus d'adsorption. C'est pourquoi certains traitements des eaux usées par adsorption sont effectués à des températures élevées.

- **Nature de l'adsorbant**

Les propriétés des adsorbants diffèrent selon qu'ils sont utilisés en phase liquide ou gazeuse. Les substances à adsorber, évoluant dans des solvants de viscosité variable, nécessitent des caractéristiques spécifiques de l'adsorbant pour maximiser leur efficacité

- **Nature de l'adsorbat**

Les propriétés physico-chimiques de l'adsorbat (substance à adsorber) sont essentielles. En particulier, la structure moléculaire influence fortement l'adsorption : les molécules volumineuses sont plus difficiles à retenir sur certaines surfaces solides.

- **Température**

L'adsorption étant généralement un processus exothermique, elle est favorisée par une diminution de la température. Cependant, quelques cas exceptionnels d'adsorption endothermique ont été rapportés.

II. 2 Cinétique d'adsorption

La cinétique d'adsorption permet de déterminer le temps requis pour atteindre l'équilibre entre la soluté et l'adsorbant. Elle offre également des indications sur le mécanisme d'adsorption ainsi que sur le mode de transfert entre les phases liquide et solide. Divers modèles cinétiques ont été élaborés afin de décrire ce processus et de préciser la nature des interactions à l'interface solide-liquide ([Wang & Gao, 2007](#)).

II.2.1 Modélisation de la cinétique d'adsorption

Différents modèles cinétiques sont utilisés pour analyser le transport de l'adsorbat au sein des particules d'un adsorbant. Ces modèles permettent également d'estimer des paramètres clés, tels que la constante de vitesse et la capacité maximale d'adsorption à l'équilibre ([Slasli, 2002](#))

et expérimentale. Thèse de Doctorat. Université de Neuchâtel. Suisse.

Parmi les modèles cinétiques les plus fréquemment cités dans la littérature, trois seront considérés dans cette étude et de type linéaire :

- Le modèle de pseudo-premier ordre.
- Le modèle de pseudo-second ordre.
- Le modèle de diffusion intra-particulaire.

II.2.2 Model pseudo-premier ordre ([Limousin & Gaudet, 2007](#))

Le modèle de pseudo-premier ordre, repose sur l'idée que la vitesse d'adsorption dans un système liquide-solide est proportionnelle à la différence entre la quantité d'adsorbant en équilibre (q_e) et la quantité adsorbée à un temps donné (q_t). Ce modèle est fréquemment utilisé pour décrire les premières étapes du processus d'adsorption, lorsque le système est encore éloigné de l'équilibre. Pour exprimer cette idée autrement :

La vitesse de l'adsorption augmente à mesure que le système s'éloigne de son état d'équilibre. Ce comportement peut être décrit mathématiquement à l'aide de l'équation différentielle suivante :

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

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

q_t : La capacité d'adsorption à l'instant t (mg/g).

t : Temps de contact (min).

k_1 : Constantes de vitesse d'adsorption pour le premier ordre (min^{-1}).

$$\log(q_e - q_t) = \log q_e - \frac{k_1}{2.303} t \quad (2)$$

$\log(q_e - q_t) f(t)$, avec $(-\frac{k_1}{2.303})$ est la pente de cette droite

Ce modèle est souvent comparé au **modèle de pseudo-deuxième ordre**, qui s'applique mieux dans de nombreux cas où l'adsorption est gouvernée par des mécanismes chimiques.

II.2.3 Modèle de pseudo-second ordre ([Krou , 2010](#)).

La cinétique d'adsorption est définie par le modèle du pseudo-second ordre, qui tient compte à la fois de la fixation rapide des solutés sur les sites les plus réactifs et de la fixation lente sur les sites les plus énergétiquement faible. Ce diagramme est offert par :

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 q_e^2} + \frac{1}{q_e} t \quad (3)$$

En intégrant l'équation, on obtient l'équation suivante :

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

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

q_t : La capacité d'adsorption à l'instant t (mg/g).

II.2.4 Model de diffusion intra-articulaire ([Zaghouane & Boudiaf, 2011](#))

Le transfert d'un soluté de la phase liquide à la surface des particules absorbantes peut être décomposé en trois étapes principales :

- a- **Transport du soluté à travers le film liquide** : Le soluté migre depuis la solution jusqu'à la surface externe de l'adsorbant en traversant une couche de liquide environnante.
- b- **Diffusion dans les pores de l'adsorbant** : Le soluté se déplace à l'intérieur des pores de l'adsorbant, avec une adsorption mineure sur la surface externe. Ce processus peut inclure la diffusion intra-articulaire à la surface des pores.
- c- **Adsorption sur les surfaces internes des pores**

Le modèle de diffusion intra-articulaire est utilisé pour analyser la contribution du mécanisme de diffusion dans l'adsorption. Ce modèle repose sur une équation (5) proposée par qui permet d'évaluer le rôle de la diffusion intra-articulaire dans le processus global.

$$q_t = k_{int} \cdot t^{1/2} + C_i \quad (5)$$

K : La constante de diffusion intra-articulaire est exprimée en ($\text{mg} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{min}^{-1/2}$).

q_t : représente la quantité adsorbée à un instant t ($\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$).

C_i correspond à l'épaisseur de la couche limite (mg/g).

t : est le temps en minutes.

La courbe $q_t = f(t^{1/2})$ présente une forme linéaire. Si elle passe par l'origine, cela signifie que la diffusion intra-articulaire constitue l'unique étape limitant la vitesse du processus d'adsorption. En revanche, une multi-linéarité dans les données indique que le processus est influencé par une combinaison de plusieurs étapes.

II.3 Isothermes d'adsorption

Les systèmes adsorbant/adsorbat présentent des comportements variés. Les phénomènes d'adsorption sont généralement caractérisés à l'aide d'isothermes, qui décrivent la relation d'équilibre entre la quantité adsorbée et la concentration du soluté dans un solvant donné, à une température constante ([Ramachandran et al, 2011](#)).

26.II.3.1 Classification des isothermes d'adsorption

Les isothermes d'adsorption des substances dissoutes présentent des formes générales similaires à celles des isothermes d'adsorption des gaz. Deux classifications principales permettent de décrire ces isothermes : celle de *Brunauer, Emmett et Teller (BET) (1938)*, et celle proposée par Giles et ses collaborateurs.

La Figure II. 3 : présente les différentes formes des isothermes d'adsorption, telles qu'elles sont définies dans la classification de Brunauer, Emmett et Teller.

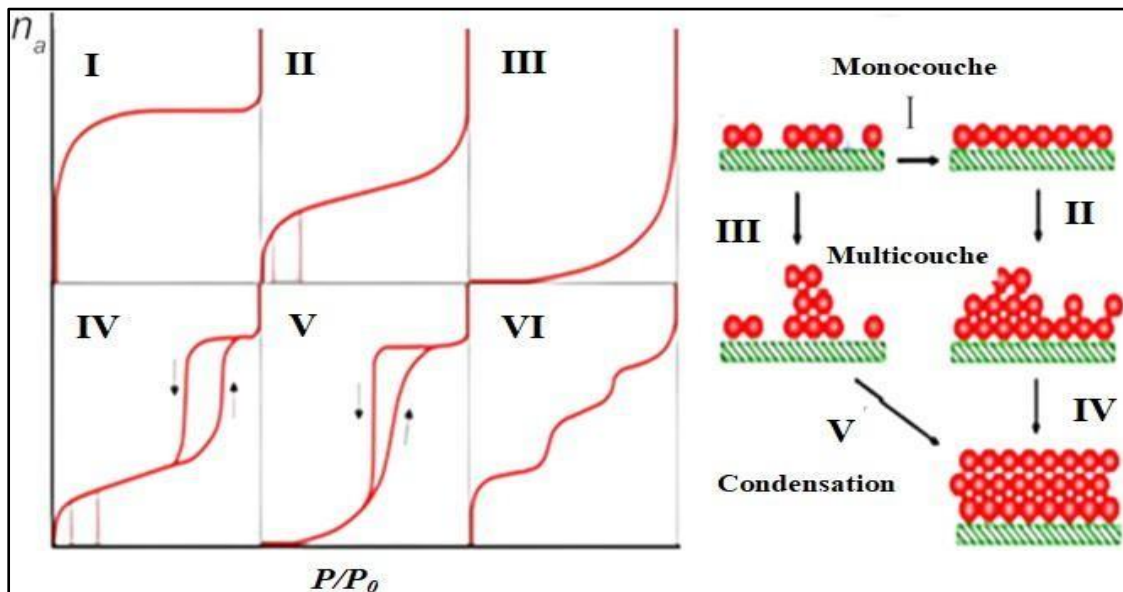


Figure II.2: Classification des isothermes selon *Brunauer, Emmett et Teller (1938)*.

Soit x défini comme le rapport $x=P/P_0$ où :

- P : représente la pression à l'équilibre.
- P_0 : est la pression de vapeur saturante.
- De plus, m : désigne la masse du produit adsorbé par unité de matériau adsorbant.

a) Isothermes de type I

Ces isothermes représentent une adsorption en monocouche, caractéristique du remplissage des micropores. Elles atteignent un plateau lorsque la monocouche est entièrement formée,

traduisant une interaction forte entre l'adsorbat et l'adsorbant. Ce processus est totalement réversible sur l'ensemble du domaine de pression.

b) Isothermes de type II

Typiques de l'adsorption multicouche, ces isothermes concernent les surfaces non microporeuses ou des cas où un type I est combiné à un type II (remplissage initial des micropores, suivi d'une adsorption multicouche sur une surface externe).

c) Isothermes de type III

Ces isothermes, peu fréquents, traduisent la formation de couches polymoléculaires dès le début de l'adsorption. Elles reflètent une faible affinité entre l'adsorbat et l'adsorbant, associée à des interactions fortes entre les molécules d'adsorbat.

d) Isothermes de type IV

Ces isothermes indiquent la formation de deux couches successives sur une surface homogène non poreuse. L'adsorption de la seconde couche ne débute que lorsque la première est pratiquement complète.

e) Isothermes de type V

Elles traduisent une interaction importante entre les molécules d'adsorbat et sont souvent associées à l'hystérésis entre adsorption et désorption. Ce phénomène est attribué à la condensation de l'adsorbat dans des mésopores.

f) Isothermes de type VI

Ces isothermes se caractérisent par des paliers, reflétant une adsorption multicouche sur une surface non poreuse, homogène et très uniforme.

II.3.2 Modèles d'isothermes d'adsorption

Une grande diversité de modèles d'isothermes d'adsorption a été appliquée dans la littérature. Parmi ceux-ci, les modèles de *Langmuir (1918)* et de *Freundlich (1906)* sont les plus couramment utilisés, suivis par le modèle de *Dubinin-Radushkevich (1947)*. Ces modèles sont appréciés en raison de la pertinence des paramètres qu'ils fournissent, de leur simplicité et de leur facilité d'interprétation

II.3.3 Isotherme de Langmuir (*Langmuir, 1918*)

Le modèle de Langmuir repose sur les hypothèses suivantes :

- L'adsorbant a une capacité d'adsorption finie ($q_{\max}$) ;
- Tous les sites actifs sont équivalents ;
- Chaque site actif peut adsorber une seule molécule de soluté (adsorption monocouche)
- Il n'y a pas d'interactions entre les molécules adsorbées.

L'isotherme de Langmuir dans sa forme non linéaire est exprimée par l'équation (Eq. (6)) :

$$q_e = \frac{q_{\max} K_L C_e}{1 + K_L C_e} \quad (6)$$

Où :

- **q_e** : capacité d'adsorption de l'adsorbant à l'équilibre (mg/g),
- **$Q_{\max}$** : capacité maximale d'adsorption à saturation de Langmuir (mg/g),
- **C_e** : concentration de l'adsorbat dans la solution à l'équilibre (mg/L),
- **K_L** : constante d'adsorption à l'équilibre de Langmuir (L/mg), qui est liée à l'énergie d'adsorption et reflète l'écart entre l'adsorbant et l'adsorbat.

Il convient de noter que la favorabilité d'une adsorption peut également être évaluée à partir du facteur de séparation adimensionnel **RL** :

$$R_L = \frac{1}{1 + K_L C_0} \quad (7)$$

- Lorsque **$RL > 1$** , les conditions d'adsorption sont considérées comme défavorables.
- Lorsque **$RL < 1$** , les conditions d'adsorption sont favorables.
- Lorsque **$RL = 0$** , l'adsorption est irréversible.

II.3.4 Isotherme de Freundlich (*Freundlich, 1906*)

Le modèle empirique de Freundlich (*Freundlich, 1906*) est largement utilisé, en particulier pour décrire l'adsorption multicouche, où des interactions entre les molécules adsorbées peuvent se produire. L'expression non linéaire de l'équation de Freundlich est la suivante (Eq. (8)) :

$$q_e = K_F C_e^{\frac{1}{n}} \quad (8)$$

La capacité d'adsorption à l'équilibre (q_e) est exprimée en mg/g, tandis que la concentration de l'adsorbat en solution à l'équilibre (C_e) est en mg/L. La constante de Freundlich, K_F , est liée à la capacité d'adsorption et a pour unité (mg/g) / (mg/L)^{1/n}, où n est le facteur d'hétérogénéité (sans dimension). Une valeur de n comprise entre 0 et 10 indique que l'adsorption est favorable, comme l'indique.

I.7 Différents travaux d'élimination de la pollution des eaux usées par adsorption

Certains travaux ont démontré l'efficacité de l'adsorption pour éliminer la pollution des eaux usées tels que :

- ❖ **Tchalaka & al (2016)** cherche à mettre en valeur un charbon actif produit à partir de tourteaux de karité (CAK) pour l'élimination des contaminants organiques et inorganiques présents dans l'eau naturelle de la lagune de Bè (Bè, un quartier populaire de Lomé au Togo). Le charbon actif employé possède une surface spécifique BET de 1148 m²/g et un volume poreux de 0,607 cm³/g, ils constituent plus de 70 % du volume global des pores. Les chercheurs Tchalaka et al ont bien montré que les rendements d'élimination atteignent 60 % et 30 % respectivement pour la DBO₅ et la DCO après 60 min de contact. De plus, le modèle cinétique du pseudo-second ordre offre une représentation plus précise de la dynamique de la réaction d'adsorption de la Demande Biologique en Oxygène (DBO) et de la Demande Chimique en Oxygène (DCO) sur le charbon actif CAK. Toutes les valeurs de k_i suggèrent que le processus de diffusion à l'intérieur des particules joue un rôle crucial dans l'adsorption des contaminants sur le charbon actif CAK. Dans le même contexte les tests d'adsorption ont montré une capacité maximale de 12,66 mg/g pour tous les types de polluants et de 11,24 mg/g pour ceux qui sont exclusivement organiques. Les données expérimentales se sont bien conformées aux modèles d'isothermes de Langmuir et de Freundlich, suggérant un potentiel important pour la suppression de la DCO et de la DBO.

- ❖ Une recherche menée par [Alharbi et al, \(2017\)](#) a démontré l'efficacité du charbon actif dérivé des noyaux de datte dans le traitement des eaux résiduaires domestiques. Dans des conditions idéales (pH 6, température de 25 °C, durée de contact de 150 minutes et utilisation d'une quantité de charbon actif de 0,1 g/100 mL), ils ont noté une diminution de 95,4 % de la demande chimique en oxygène (DCO) (passant de 38 mg/L à 1,75 mg/L) et une réduction de 92,8 % de la demande biologique en oxygène (DBO) (de 13,9 mg/L à 1,0 mg/L). Les isothermes de Langmuir et de Freundlich ont bien correspondu aux données expérimentales, affichant un coefficient de corrélation R^2 de 0,99.

II.4 Conclusion

Ce chapitre a présenté une synthèse détaillée sur le phénomène d'adsorption. À partir de cette revue bibliographique, nous pouvons conclure que :

L'adsorption d'un polluant sur un adsorbant peut être physique, chimique, ou résulter d'une combinaison des deux mécanismes. Ce processus se déroule généralement en quatre étapes de transfert et peut être influencé par divers paramètres liés au milieu aqueux, à l'adsorbant et à l'adsorbat.

- Plusieurs modèles cinétiques sont utilisés pour décrire le mécanisme de transport de l'adsorbat vers la surface et dans les pores de l'adsorbant.
- La modélisation de l'équilibre d'adsorption à travers divers modèles isothermes a permis de déterminer si l'adsorption est favorable et de décrire la distribution de l'adsorbat entre la phase solide et la phase liquide à l'équilibre.
- Finalement ce chapitre est couronné par quelques travaux qui ont bien suggérer que le procédé d'adsorption est un traitement concurrentiel à l'élimination de la pollution des eaux usées que ce soit biodégradable (DBO) ou bien non biodégradable sous forme de DCO.

CHAPITRE III

Généralité sur la station d'Arris

III.1 Introduction

La station d'épuration des eaux usées d'Arris, située dans la wilaya de Batna en Algérie, est une infrastructure essentielle pour la gestion des eaux usées urbaines dans cette région. Elle joue un rôle crucial dans la protection de l'environnement et la santé publique en éliminant les polluants organiques et chimiques des eaux usées. La station est implantée en zone rurale, sur la rive droite de l'oued Labiod, et est destinée à servir la ville d'Arris ainsi qu'une partie de la zone de Tighanimine. En plus de son rôle dans l'épuration, cette station contribue également à l'irrigation des terres agricoles locales, renforçant ainsi la durabilité des pratiques agricoles dans la région. Dans ce contexte ; l'objectif principale de ce chapitre est de donner un aperçu général sur la station d'Arris (Batna- Algérie).

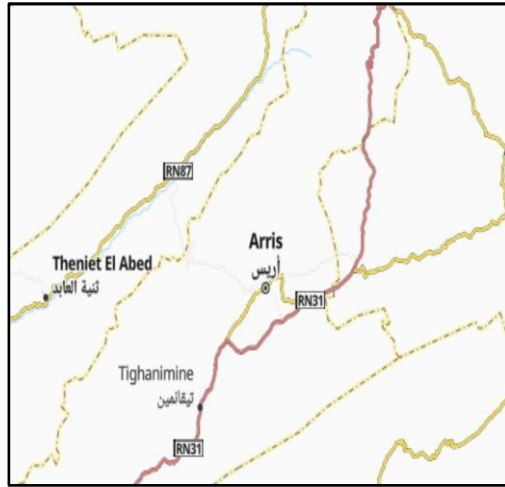
III. 2. Description générale de la station d'épuration d'Arris

III.2.1. Situation géographique de la station

La station d'épuration des eaux usées d'Arris est située dans la wilaya de Batna, en Algérie. Arris est une commune riche en ressources naturelles, notamment réputée pour ses pommeraies, et se trouve à environ 1 000 mètres d'altitude. La station elle-même est implantée en zone rurale, sur la rive droite de l'oued Labiod, et vise à traiter les eaux usées urbaines de la ville d'Arris avec une capacité de 13 000 m³/jour.

La région de Batna, où se trouve Arris est caractérisée par un relief varié, avec des hautes plaines montagneuses et des zones semi-arides. Le climat est semi-aride au nord et aride au sud, avec des précipitations moyennes annuelles de 280,5 mm. La wilaya de Batna est divisée en plusieurs bassins versants, dont celui des Aurès-Nememcha, qui inclut la partie sud-est où se trouve Arris (photo III.1) présente la situation géographique de la station d'Arris (Batna- Algérie).

Cette station est cruciale pour la gestion des eaux usées dans la région, contribuant ainsi à la protection de l'environnement et à l'irrigation des champs agricoles. Elle fait partie d'un programme plus large visant à améliorer la gestion des déchets liquides dans la wilaya de Batna, où plusieurs autres stations sont prévues à Timgad, Barika et Fesdis.



Photos III.1 : Situation géographique de la station d'Arris (Batna- Algérie)

III.2.2. Description de la station d'Arris

La station d'épuration des eaux usées d'Arris est située dans la wilaya de Batna, en Algérie. Elle est conçue pour traiter les eaux usées urbaines de la ville d'Arris avec une capacité de 13 000 m³/jour. La station est implantée en zone rurale, sur la rive droite de l'oued Labiod, sur une parcelle d'un hectare.

La capacité de traitement de la station d'épuration des eaux usées d'Arris est de **13 000 m³/jour** selon certaines sources, bien que d'autres indiquent une capacité de **9 400 m³/jour** en 2018. Cependant, il est important de noter que ces chiffres peuvent varier en fonction des mises à jour ou des révisions apportées aux infrastructures.

Signalant que, la capacité de traitement des effluents en équivalents habitants (EH) que la station pourra gérer d'ici 2030 est de 63 000 EH. Actuellement, les débits maximaux que la station peut traiter sont :

- Le débit moyen journalier = **9400 m³/j** ;
- Le débit moyen horaire = **9400/24 = 392 m³/h** ;
- Le débit diurne (le maximum des quantités d'eaux usées arrivent à la station en 16 heure) = **9400/16 = 587,5 m³/h** ;
- Le débit de pointe (maximal) par temps sec = **683 m³/h** ;
- Le débit de pointe (maximal) par temps de pluie = **1025 m³/h**.

La station d'épuration des eaux usées d'Arris utilise un ***traitement biologique à faible charge***. Ce type de traitement est couramment employé pour les eaux usées urbaines, car il permet une efficace élimination des polluants organiques tout en étant relativement simple à mettre en œuvre et à entretenir. La photo III.2 présente une vue générale de la STEP d'Arris (ONA, 2013).



Photo III.2: Vue générale de la STEP d'Arris (ONA, 2013).

III.2.2. Traitement biologique à faible charge

Le **traitement biologique à faible charge** est une méthode utilisée pour éliminer les polluants organiques des eaux usées. Cette approche est particulièrement adaptée aux installations qui traitent des eaux usées avec des concentrations faibles en matières organiques, souvent inférieures à $0,1 \text{ kg DBO}_5/\text{m}^3$.

La station d'épuration des eaux usées d'Arris est caractérisée par deux filières de traitement: une filière sert à traiter les eaux et la deuxième concerne le traitement des boues.

III.2.2.1. Filière eau

A. Arrivée des eaux

L'ouvrage de réception photo (III.3) accueille l'ensemble des eaux d'arrivée dans un déversoir équipé d'une vanne murale permettant l'isolement de la station d'épuration. En cas de nécessité, les effluents sont déviés vers le by-pass général de DN 600. La station d'épuration d'Arris traite les eaux usées provenant de la ville d'Arris et d'une partie de la zone de Tighanimine. Ces eaux usées sont acheminées jusqu'au regard de réception par une conduite de DN 600. Les débits déviés par le by-pass sont mesurés à l'aide d'un appareil à ultrasons à la sortie du by-pass général. La photo III. 3 présente une photo du déversoir

d'orage de la station d'Arris.



Photo III.3: Déversoir d'orage de la station d'Arris.

- **Cet ouvrage de réception est équipé**

- D'un trop plein dirigé vers le by-pass général de la station d'épuration.
- Une vanne murale permet d'isoler la station et les ouvrages à l'aval en cas de quelque problème.
- Grille manuelle pour la rétention avec espacement de 100 mm

B) Dégrillage automatique grossiers

Deux lignes de dégrillage grossier (photo III.4) avec nettoyage automatique ont été installées pour protéger les équipements de pompage ultérieurs. Chaque ligne est équipée d'une grille à barreaux munie d'un dispositif de nettoyage automatique, réduisant ainsi les interventions manuelles. L'espacement entre les barreaux est de 40 mm. La fonction principale de ces grilles est d'éliminer tous les éléments de grande taille pour éviter l'obstruction des ouvertures du piège à sable et des grilles fines.



PhotoIII.4 : Dégrillage grossier de la STEP.

C) Le dégrillage fin

La photo III.5 est essentiel pour éliminer les matières grossières, les fibres et les éléments encombrants, afin de prévenir les bouchages et la dégradation des ouvrages situés en aval de la station d'épuration d'Arris. Ce processus est réalisé par deux canaux de dégrillage à nettoyage automatique, dotés de caractéristiques spécifiques.



PhotoIII.5: Dégrillage fin de la STEP

D) Dessablage/ Déshuilage

Le **dessablage** est une opération qui consiste à éliminer les particules solides lourdes, telles que le sable et les graviers, des eaux usées. Cette étape est cruciale pour protéger les équipements mécaniques de traitement des boues et éviter l'embourbement des canaux et bassins. Le **déshuilage** est une opération qui vise à éliminer les matières flottantes, telles que les huiles et les graisses, des eaux usées dans le but est d'améliorer la qualité de l'eau avant les étapes ultérieures de traitement. La photo III.5 présente un dessableur/ déshuileur de la

STEP d'Arris.

Les sables s'accumulent au fond de l'équipement et seront extraits par pompage du type air-lift vers un classificateur de sables, où ils seront compactés puis stockés dans une benne de 7 m³ (ONA, 2013). La photo III.6 présente un classificateur à sables de la STEP d'Arris.



Photo III.6: Dessableur/déshuileur de la STEP d'Arris.

Il est à signaler que, les matières légères et les graisses sont repoussées par un système de raclage mécanique, qui permet leur collecte et leur déversement directement dans un concentrateur de graisses. Ensuite, elles sont stockées et pompées pour être évacuées vers une citerne de graisses d'une capacité de 5 m³ (Photo III.7).



Photo III.7: Citerne des graisses de la STEP



Photo III.8: Classificateur à sables

III.2.3.2. Traitement biologique à boues activées

Le traitement biologique est basé sur un système de boues activées avec aération prolongée. Deux lignes de traitement identiques fonctionnent en parallèle et peuvent être isolées individuellement. Ces lignes sont conçues pour traiter un débit de pointe de 683 m³/h en temps sec. L'écrêtage des débits excédentaires sera géré par un ouvrage de régulation et répartition situé après le prétraitement. Chaque ligne peut être isolée par vanne manuelle, et les débits excédentaires seront déviés vers la ligne de by-pass (ONA, 2013). La photo III.9 présente le bassin d'aération (activation) de la station d'Arris.



Photo III.9: Les bassins d'aération de la station

A) Dégazage

Le **dégazage** dans une station d'épuration des eaux usées (STEP) est une étape qui vise à éliminer les gaz dissous présents dans l'eau, tels que l'oxygène, l'azote, et parfois le méthane. Cette opération est souvent réalisée avant la clarification pour éviter les problèmes de flottabilité des boues et assurer un bon fonctionnement du clarificateur. La photo III.10 présente le bassin d'aération (activation) de la station d'Arris.



PhotoIII.10 : Dégazage de la STEP d'Arris.

B) Clarificateur

Après le dégazage, les effluents sont acheminés vers un puits de distribution qui alimente les deux clarificateurs secondaires à suction. L'alimentation s'effectue via une canalisation équipée, au centre de l'ouvrage, d'une jupe siphonoïde assurant la tranquillisation du flux.

Dans les clarificateurs, le floc biologique se sépare de l'eau épurée. Cette dernière est collectée dans une goulotte périphérique puis évacuée par gravité photo III.11 (ONA, 2013).



Photo III.11: Clarificateur

C) Recirculation des boues

Les boues prélevées au centre des décanteurs sont acheminées par tuyauterie vers la station de pompage des boues secondaires. Elles y sont recirculées en amont des bassins d'aération ou refoulées vers le traitement des boues.

L'extraction des boues permet d'évacuer les boues en excès vers l'épaississeur. Cette opération est réalisée depuis les puits de recirculation, avec une pompe par puits et un groupe de secours installé pour assurer la continuité du service photoIII.12.



Photo III.12: Les groupes d'électropompes destinées pour le pompage des boues en excès et des boues de recyclage.

D) Bassin de désinfection (chloration)

L'objectif principal de la désinfection dans les stations d'épuration des eaux usées est d'éliminer les micro-organismes pathogènes présents dans les eaux traitées, afin de minimiser les risques de maladies à transmission hydrique et de protéger l'environnement. Cette étape est cruciale pour garantir que les eaux rejetées dans le milieu naturel ne contiennent pas de germes nocifs qui pourraient contaminer les cours d'eau, ou affecter les écosystèmes aquatiques.

Dans la STEP d'Arris la désinfection est effectuée dans le bassin de chloration rectangulaire photo III.13, où elle est assurée par l'hypochlorite de sodium "NaClO". Le passage obligatoire imposé par la chicane entre l'entrée et la sortie du bassin garantit que l'ensemble de l'effluent à épurer respecte le temps de contact requis.



Photo III.13: Bassin de chloration.

E) Rejet des eaux traitées

Après avoir subi le traitement et la désinfection au poste de désinfection, les eaux épurées sont dirigées vers l'Oued Labiod. À l'extrémité de cette canalisation, en direction de l'Oued, elle est sécurisée et stabilisée par un ouvrage en béton armé. La photo III.14 présente une photo d'oued Labiod.



PhotoIII.14 : Photo d'oued Labiod.

III.2.3 Filière boues

A) Épaississement des boues

Les boues en excès sont d'abord épaissies avant d'être séchées. L'épaississement vise principalement à augmenter la concentration des boues pour les rendre plus faciles à manipuler. Ce processus est effectué dans un épaississeur photo III.15, où les surnageants sont déversés dans une goulotte périphérique et renvoyés avec la surverse vers le poste de traitement des eaux (ONA, 2013). Les boues épaissies sont ensuite extraites par des pompes

à boues (avec des secours installés) et dirigées vers le traitement des boues.



PhotoIII.15 : L'épaississeur de la STEP.

B) Evacuation des boues épaissies

Les boues épaissies seront extraites de l'ouvrage à l'aide de pompes volumétriques. Une pompe est prévue pour chaque machine à déshydrater (deux au total), avec une pompe de secours installée. Le fonctionnement de ces pompes est conçu pour un cycle de déshydratation de 5 jours par semaine, avec une durée de fonctionnement de 12 heures par jour. Chaque sortie de pompe sera équipée d'un système de mesure continue du débit de masse des boues traitées, ainsi que d'un dispositif de prélèvement manuel d'échantillons.

Déshydratation-Bandes presseuses

Avant leur évacuation, les boues subissent une déshydratation mécanique à l'aide de filtres presses à bandes photo III.16. Les boues issues de l'épaississeur sont acheminées vers ces équipements via des pompes volumétriques dédiées.

Une injection de polymère liquide est réalisée en amont de la déshydratation. Sa préparation et son dosage sont entièrement automatisés, avec un ajustement manuel possible du débit via des pompes doseuses spécifiques.



Photo III.16: Déshydratation des boues de la STEP d'Arris le filtre à bandes presseuse.

Les boues déshydratées sont évacuées par une vis convoyeuse vers l'extérieur de la station (STEP), où elles sont conditionnées en bennes pour transport photo III.17.



Photo III.17 : Décharge des boues déshydratées en benne

III.3. Laboratoire d'analyse des paramètres physico chimiques et bactériologiques et sale de contrôle

Le laboratoire d'analyse des paramètres physico chimiques et bactériologiques dans une station d'épuration des eaux usées, joue un rôle central dans la surveillance et la gestion des processus de traitement. Elle permet de mesurer en continu des paramètres clés tels que la demande biochimique en oxygène (DBO), la demande chimique en oxygène (DCO), les matières en suspension (MES), le pH, ainsi que les concentrations en nutriments comme l'azote et le phosphore, ainsi que les différents paramètres bactériologiques tels que: *Pseudomonas*, *Bacillus*, et *Escherichia* qui sont capables de convertir des composés inorganiques tels que l'ammonium (NH_4^+) en nitrites (NO_2^-) puis en nitrates (NO_3^-) dans le processus de nitrification. Ces données sont essentielles pour ajuster les opérations (aération, dosage, temps de rétention) afin d'optimiser l'efficacité du traitement et garantir le respect des normes environnementales. De même ; la salle de contrôle (photo III. 18) est également le lieu où sont centralisées les informations issues des capteurs et instruments de mesure installés sur les différentes étapes du traitement, facilitant la détection rapide d'anomalies ou de polluants inhabituels susceptibles de perturber le fonctionnement biologique. Enfin, elle permet de produire des rapports de suivi et d'auto- surveillance indispensables pour la conformité réglementaire et l'amélioration continue des performances de la station.

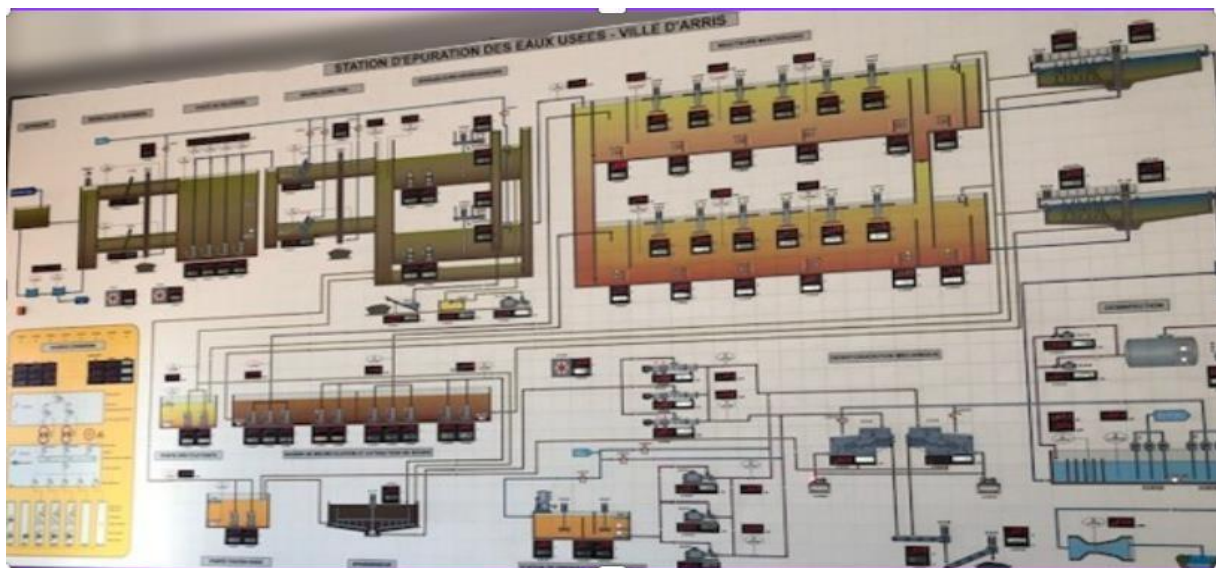


Photo III.18. Tableau de commande automatique dans la salle de contrôle

III.3. Conclusion

La station d'épuration des eaux usées d'Arris joue un rôle essentiel dans la préservation de l'environnement et la protection des ressources hydriques de la région. En intégrant des ouvrages de traitement primaires, secondaires et, potentiellement, tertiaires, cette infrastructure assure l'élimination efficace des polluants organiques et inorganiques contenus dans les eaux usées domestiques. Sa conception tient compte des spécificités topographiques, climatiques et démographiques de la commune d'Arris, ce qui en fait une installation adaptée aux besoins locaux.

Du point de vue environnemental, la station contribue à réduire les rejets polluants dans le milieu naturel, limitant ainsi les risques de contamination des sols et des nappes phréatiques, ainsi que les impacts sur la faune et la flore aquatiques. D'un point de vue sanitaire, elle constitue une barrière essentielle contre la propagation de maladies hydriques. Enfin, sur le plan socio-économique, la station s'inscrit dans une dynamique de développement durable, en améliorant les conditions de vie des habitants tout en favorisant une gestion rationnelle de l'eau.

Ainsi, la station d'épuration d'Arris représente non seulement une réponse technique aux exigences de traitement des eaux usées, mais aussi un levier stratégique pour une gestion intégrée et durable des ressources en eau à l'échelle régional et national.



CHAPITRE IV

Matériels et méthodes

IV.1 Introduction

Dans le présent chapitre, nous nous sommes proposés de donner un aperçu global sur les matériels et les méthodes que nous avons suivis au cours de notre travail.

Dans un premier temps, nous allons présenter une description générale de l'échantillonnage des eaux usées issues de la station d'épuration, ainsi que les méthodes utilisées pour leur récupération. Nous détaillerons également les différentes techniques de dosage des paramètres physico-chimiques caractérisant ces eaux usées.

Dans un second temps, nous décrirons les caractéristiques du charbon actif utilisé dans cette étude, l'essai d'adsorption que nous avons mis en œuvre, ainsi que les paramètres retenus pour évaluer l'efficacité de ce procédé de traitement. Un aperçu sur le programme Matlab que nous avons utilisé dans le but est de comparer nos l'exploitation de nos résultats entre le calcul de l'Excel et celle du Matlab ([Attaway, 2017](#)).

IV.2 Matériel et méthodes

IV.2.1 Adsorbant testé

Au sein du Laboratoire de Recherche en Hydraulique Souterraine et de Surface (LARHYSS), à l'université de Biskra, l'adsorbant testé (Biochar) est inscrit dans le cadre de la préparation d'une thèse de Doctorat LMD. L'adsorbant utilisé est élaboré à partir d'une ressource d'origine agricole.

Les peaux de citrouille ont été lavées à plusieurs reprises à l'eau déminéralisée, réduites en petits morceaux puis séchées à température ambiante. Par la suite, les échantillons de citrouille ont été disposés dans un four scientifique DAIHAN à 500 °C pour une durée d'une heure, sous des conditions d'absence presque totale d'oxygène et à un rythme de chauffage de 10 °C par minute. Suite à la pyrolyse, le matériau récupéré a été immergé dans une solution de HCl à 0,05 M, puis rincé à l'eau distillée jusqu'à obtenir un pH se situant entre 6,5 et 7. Après la pyrolyse, il est courant d'ajouter quelques gouttes d'acide chlorhydrique (HCl) pour neutraliser les résidus ou les substances basiques qui pourraient s'être créés durant le processus de pyrolyse.

IV.2.2 Méthode de caractérisation de l'adsorbant

Dans le cadre de notre étude, une analyse par spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier (FTIR) a permis d'identifier les groupes fonctionnels à la surface des adsorbants. Ces lectures

ont été réalisées avec un appareil Agilent MicroLab Software, au sein du Centre de Recherche d'Analyse Physico-Chimique de Biskra (CRAPC). Les spectres obtenus couvrent une plage de nombres d'onde allant de 400 à 4000 cm^{-1} .

Par ailleurs, le pH au point de charge zéro (pHPzc), paramètre clé pour évaluer la capacité d'échange de protons des adsorbants, a été déterminé selon un protocole inspiré des travaux de [Youcef \(2022\)](#); [Benammar \(2023\)](#); [Soudani \(2024\)](#) et [Boudoumi, 2024](#). Expérimentalement, 50 mg d'adsorbant ont été mélangés à des solutions de NaOH 0,1 M ou HCl 0,1 M, ajustant le pH entre 2 et 12. Après 24 heures d'agitation à température ambiante, les pH initiaux et finaux ont été comparés. La valeur du pHPzc correspond au point où ces deux pH coïncident

IV23 Échantillonnage

Afin d'effectuer notre procédé d'adsorption à une eau usée urbaine. Le 22 octobre 2024, nous avons effectué un prélèvement des échantillons des eaux usées à partir de la station d'épuration d'Arris, Batna, après le processus de dégrillage et en tête de l'ouvrage de dessablage. Cette opération a été effectuée avec un seau pour garantir la qualité et la représentativité des échantillons. Les résultats de cette analyse permettront d'évaluer l'efficacité du traitement et d'identifier d'éventuelles améliorations à apporter aux processus en place.

IV24 Méthode de dosage des paramètres physico chimiques des eaux usées testées

Avant de commencer la caractérisation des eaux usées examinées et les tests d'adsorption, nous avons procédé à une dilution de ces eaux au ratio 1/10. Cette dilution a été effectuée pour simplifier leurs dosages et le traitement. Les photos des instruments de mesure que nous avons employés ont été également présentés (Tableau IV.2) ([Rodier, 2009](#)).

- **pH**

Nous avons évalué le pH des échantillons en utilisant un pH mètre de laboratoire WTW INOLAB instruments (pH 7310P). L'étalonnage de l'instrument a été réalisé à l'aide de solutions tamponnées aux pH de 4,01 et 7.

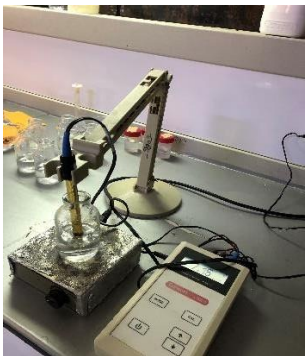
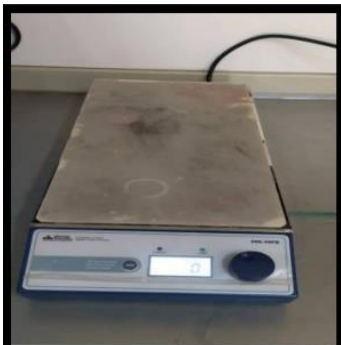
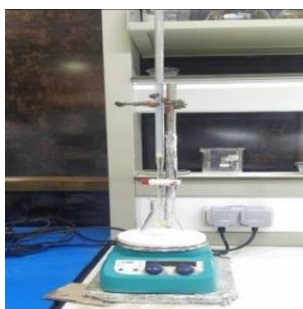
- **Conductivité**

On a mesuré la conductivité à l'aide d'un conductimètre électrique de type LF 315. La conductivité est exprimée en siemens/cm (le sou multiple le plus employé et le micro siemens/cm).

- **Demande chimique en oxygène (DCO)**

L'oxygène chimique demandé (DCO) indique la quantité d'oxygène requise pour décomposer la matière organique, qu'elle soit biodégradable ou non, à l'aide d'un oxydant puissant, le bichromate de potassium, dans un milieu fortement acide (H_2SO_4) et sous reflux pendant deux heures. On titre les solutions avec du sel de Mohr jusqu'à ce qu'il y ait un changement permanent de couleur, après quoi on calcule la DCO en équivalent d'oxygène.

Tableau VI.1 : Appareils de mesure utilisés

 pH mètre Hanna pH 210	 Conductimètre WTW ph 330 pH-mètre	 Agitateur magnétique
 Réacteur DCO Réacteur DCO WTW CR	 Spectrophotomètre photo Lab 7600 UV-VIS	 Equipement pour mesurer la DCO

 Pompe sous vide avec dispositifs de filtration	 Balance de précision	 Palintest Photomètre 5000
 Béchers et fioles	 Pipettes et des tares plastiques	 Turbidimètre WTW Turbidimètre de Laboratoire 550

IV. 2.5. Procédé d'adsorption

Des tests d'adsorption ont été effectués en batch par lot (sous agitation magnétique), en plaçant l'échantillon (25 ml), après une dilution au 1/10, en contact avec une quantité précise de

l'adsorbant (0,5g/L). La séparation du solide et du liquide de l'échantillon prélevé a été effectuée par filtration sous vide en utilisant une membrane ayant une porosité de 0,45 µm.

Différents paramètres réactionnels vont être suivis à savoir :

- La variation du temps de contact
- La variation du pH
- La variation de la masse d'adsorbant

Le taux d'élimination (%) de la matière organique sous forme de DCO, d'absorbance UV et de turbidité a été déterminé à l'aide de l'équation ci-dessous :

$$\text{Rendement d'élimination (\%)} = \frac{(v_0 - v_f)}{v_0} \times 100$$

Dans ce contexte, V_0 (mg/L) et V_f (mg/L) représentent les valeurs initiales et finales, que ce soit pour la turbidité, la DCO ou l'absorbance à un moment t et en état d'équilibre. Pour l'analyse de la matière organique par spectrophotométrie UV/Vis, il est nécessaire de déterminer λ_{max} , ce qui implique de mesurer l'absorbance ou la densité optique. À cette longueur d'onde, l'adsorption atteint son niveau le plus élevé. Pour notre étude, cette mesure est de 195 nm (figure IV.1), dérivée d'un spectre UV/VIS. L'instrument de mesure utilisé est un spectrophotomètre UV-VIS Lob 7600 ([Zouache, 2023](#)).

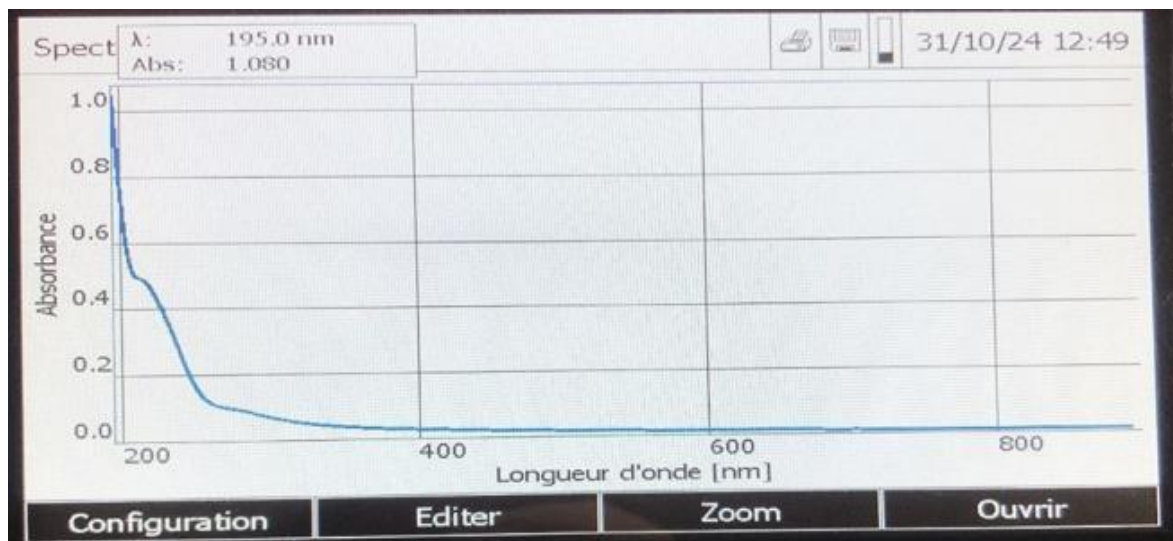


Figure IV.1 : Spectre UV/Vis des eaux usées testées.

IV3 Programmation par logiciel MATLAB

IV3.1 Définition du MATLAB

MATLAB est un environnement de programmation performant utilisé pour effectuer des calculs numériques, analyser des données et développer des algorithmes. Développé par Math Works, il offre un langage de programmation avancé et des fonctions intégrées dédiées aux opérations sur matrices, à la représentation graphique et à la simulation. Des ingénieurs, des chercheurs et des analystes font fréquemment appel à lui pour des missions telles que le traitement de signaux, l'apprentissage automatique et la conception de systèmes de contrôle. MATLAB est hautement apprécié en raison de son interface conviviale et de ses multiples boîtes à outils dédiées à des usages spécifiques ([Attaway, 2017](#)).

IV32 But principale

Le but principal de mon travail est d'identifier quel modèle cinétique d'adsorption, parmi les modèles pseudo premier ordre, pseudo second ordre et diffusion intra particulaire, est le plus applicable et le plus performant pour décrire mes essais expérimentaux. Cette démarche vise à sélectionner un modèle capable de représenter fidèlement le comportement d'adsorption observé, tout en assurant une bonne adéquation statistique et une simplicité suffisante pour une utilisation pratique. Par ailleurs, mon travail cherche également à déterminer la nature dominante de l'adsorption dans le système étudié, en distinguant si elle est principalement **physique** ou **chimique**.

Notons que les données nécessaires vont être développés dans le chapitre V.

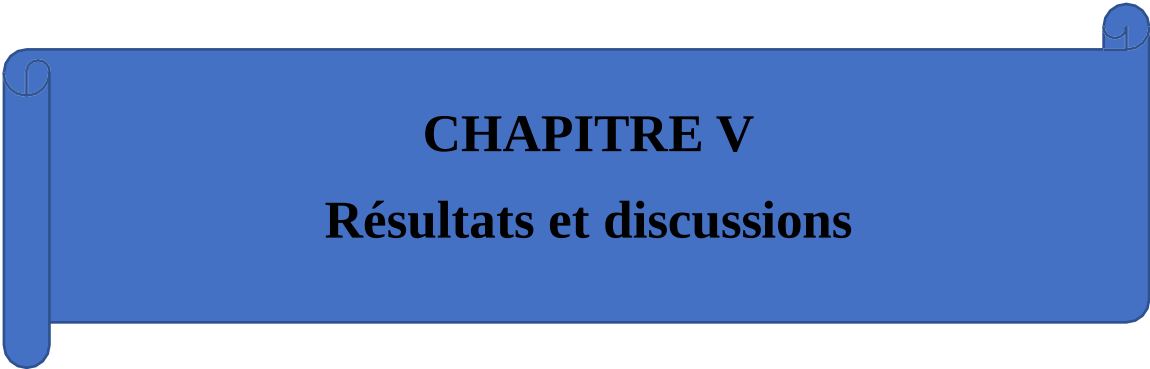
IV4 Conclusion

Dans ce chapitre, nous avons présenté de manière approfondie les eaux usées issues de la station d'épuration de Batna, prélevées après l'étape de dégrillage. Nous avons décrit les différentes étapes du processus d'échantillonnage, ainsi que les précautions prises afin de garantir la représentativité et la fiabilité des échantillons collectés.

Nous avons également détaillé les instruments, réactifs et méthodes analytiques utilisés pour le dosage des principaux paramètres physico-chimiques, tels que le pH, la demande chimique en oxygène (DCO), la turbidité, la conductivité électrique. Ces analyses ont permis de dresser un premier diagnostic de la qualité des eaux usées étudiées.

Par ailleurs, nous avons expliqué brièvement la préparation du charbon actif utilisé comme matériau adsorbant, ainsi que le protocole suivi pour les essais d'adsorption. Les conditions expérimentales, les paramètres contrôlés (temps de contact, dosage, agitation, etc.) et les critères d'évaluation de l'efficacité du traitement ont été clairement établis afin d'assurer la reproductibilité des résultats.

Les données recueillies à l'issue de ces expérimentations permettront d'interpréter le comportement des eaux usées vis-à-vis du procédé d'adsorption testé. Une application de la programmation par MATLAB qui va être appliqué a été également marqué. L'ensemble de nos résultats seront présentés, analysés de manière critique et discutés en détail dans le chapitre suivant, afin de mieux évaluer la performance du traitement proposé.



CHAPITRE V

Résultats et discussions

V.1. Introduction

Ce chapitre a pour objectif de présenter et d'analyser les résultats expérimentaux obtenus, en mettant en évidence d'une part les caractéristiques des eaux usées et de l'adsorbant testés. D'autre part, l'efficacité du procédé d'adsorption sur différents paramètres, à savoir la turbidité, l'absorbance et la demande chimique en oxygène (DCO). Ces trois paramètres ont été choisis pour évaluer respectivement la charge particulaire, la présence de matières organiques dissoutes colorées et la charge organique globale des eaux usées testées. L'interprétation des résultats obtenus permet d'appréhender les performances du procédé étudié, d'identifier les mécanismes physico-chimiques mis en jeu, et de mettre en évidence les limites rencontrées dans le traitement de certains composés organiques complexes ou réfractaires.

L'analyse comparative des rendements d'élimination en fonction des doses d'adsorbant appliquées permettra d'apprécier la sélectivité et l'efficacité globale du procédé vis-à-vis des différentes fractions polluantes. Cette discussion critique est également essentielle pour proposer des améliorations du traitement, notamment en envisageant des combinaisons de procédés complémentaires, adaptées aux caractéristiques spécifiques des effluents de la station d'Arris. Une étude comparative de nos résultats sera réalisée à l'aide d'un logiciel MATLAB.

V.2. Caractéristiques physico chimiques des eaux usées de la station d'Arris et de l'adsorbant testées

V.2.1 Qualité physico chimique des eaux usées de la station d'épuration d'Arris testées

Pour évaluer les performances du procédé d'adsorption de notre matériau adsorbant aux eaux usées de la station d'épuration d'Arris, une analyse physico-chimique des eaux usées a été effectuée. Le tableau V.1 présente les résultats que nous avons obtenus.

Tableau V.1 : Caractéristiques physico-chimiques des eaux usées de la station d'Arris

Paramètres	Valeurs
Température (°C)	26
pH	7.28
Conductivité (ms/cm)	1900
Turbidité (NTU)	12
DCO (mg/l)	300

- Une température de 26 °C correspond aux conditions normales observées pour les rejets domestiques.
- Un pH légèrement basique de 7,28 traduit une absence notable d'acidité ou d'alcalinité, ce qui est favorable aux processus biologiques de traitement.
- Une conductivité élevée (1900 $\mu\text{S}/\text{cm}$) révèle une concentration importante d'ions dissous, suggérant une possible contamination minérale ou une forte teneur en sels.
- Une turbidité modérée (12 NTU) témoigne de la présence de particules en suspension dans l'eau.
- Une DCO de 300 mg/L dans les eaux usées urbaines de la station d'Arris reflète une charge organique modérée et élevée, caractéristique des effluents domestiques non traités. Cette mesure englobe l'ensemble des matières organiques, qu'elles soient facilement biodégradables ou plus résistantes au traitement biologique.

V.2.2. Caractéristiques de l'adsorbant testé

La caractérisation de l'adsorbant est une étape essentielle pour évaluer ses propriétés physico-chimiques et sa capacité à éliminer efficacement les polluants des eaux usées. Nous avons ainsi déterminé le pH au point de charge nulle (pH_{PCZ}), qui correspond au pH pour lequel la surface de l'adsorbant présente une charge nette neutre, ainsi d'analysé les groupements fonctionnels de nos adsorbants par spectroscopie FTIR, et réalisé une analyse BET (données). Les résultats que nous avons obtenus ont bien montré que ([Boudoumi et al, 2024](#)):

- Le pH point zéro charge (pH_{PZC}) de 6,84 (figure V.1) ceci signifie que :

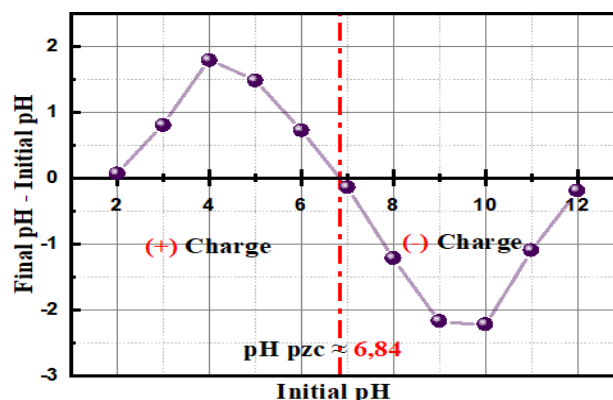


Figure V.1. pH point zéro charge (pH_{PZC}) de l'adsorbant testé

- ❖ Pour un pH inférieur à 6,84, la surface de l'adsorbant est globalement chargée positivement, favorisant l'adsorption d'ions négatifs (anions).
- ❖ Pour un pH supérieur à 6,84, la surface devient globalement chargée négativement, ce qui favorise l'adsorption d'ions positifs (cations).

Sachant que, cette propriété est fondamentale car elle détermine la nature des interactions électrostatiques entre l'adsorbant et les espèces dissoutes, influençant ainsi son efficacité dans le processus d'adsorption.

Les spectres FTIR du biochar (adsorbant natif et utilisé) (figure V.2.), révèlent plusieurs bandes caractéristiques. Selon ([Pattnaik et al, 2018](#)), la région entre 3500 et 3800 cm^{-1} (avec un pic à 3750 cm^{-1}) correspond aux vibrations d'élongation des liaisons **O-H**, probablement liées à la présence d'hydroxydes ou d'eau résiduelle piégée dans la matrice du biochar.

La bande observée à 1691 cm^{-1} indique la présence de **groupes C=O**, tandis que le pic à 1572 cm^{-1} est attribué aux vibrations d'élongation des **liaisons C=C**. Enfin, les pics situés entre 1150 et 1032 cm^{-1} (avec un maximum détecté à 1014 cm^{-1}) reflètent les vibrations des **liaisons C-O**, conformément aux travaux de ([Kozłowicz et al, 2020](#)).

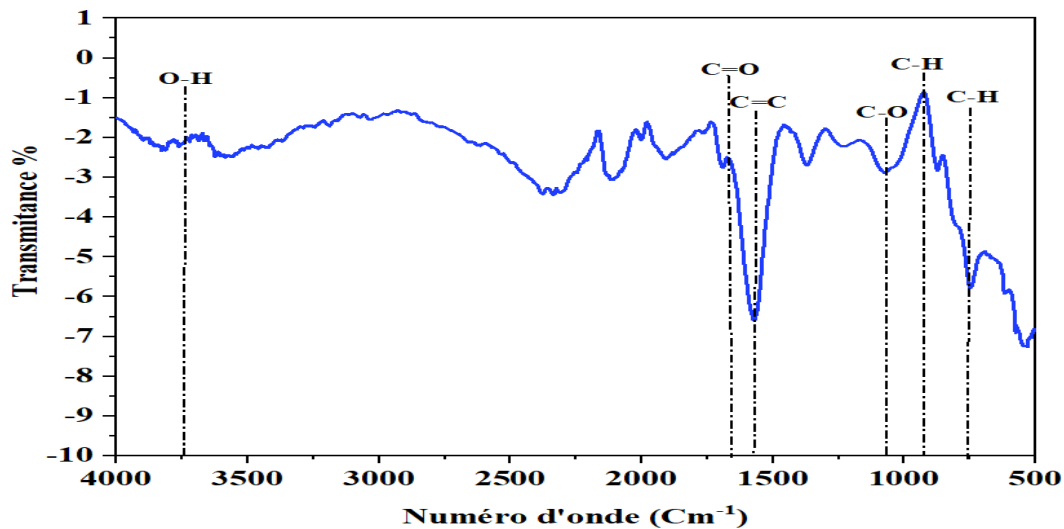


Figure V.2. Spectres FTIR de l'adsorbant testé

Suite aux travaux qui ont été réalisés par [Boudoumi et al, \(2024\)](#), cet adsorbant est caractérisé par une surface spécifique égale à $8,69\text{ m}^2/\text{g}$.

V.3. Résultats et discussion des essais d'adsorption

V.3.1. Effet du temps de contact

Les essais d'élimination de la DCO, la turbidité et la charge organique mesurée par l'absorbance sur notre absorbant a été réalisé en batch à température ambiante, sur agitateur magnétique en mettant en contact 50 ml d'eau usée (testée), avec une masse constante du charbon actif (0.5 g), la teneur résiduelle pour chaque portion de temps, l'échantillon a été soumis à une filtration sous vide. Puis les mesures de la DCO par la méthode volumétrique et à chaud, turbidité par un turbidimètre et l'absorbance ont été opérés par un spectrophotomètre UV-Vis à $\lambda_{\text{max}} = 195 \text{ nm}$. Les résultats que nous avons obtenus sont illustrés sur les courbes de la Figures V.3.

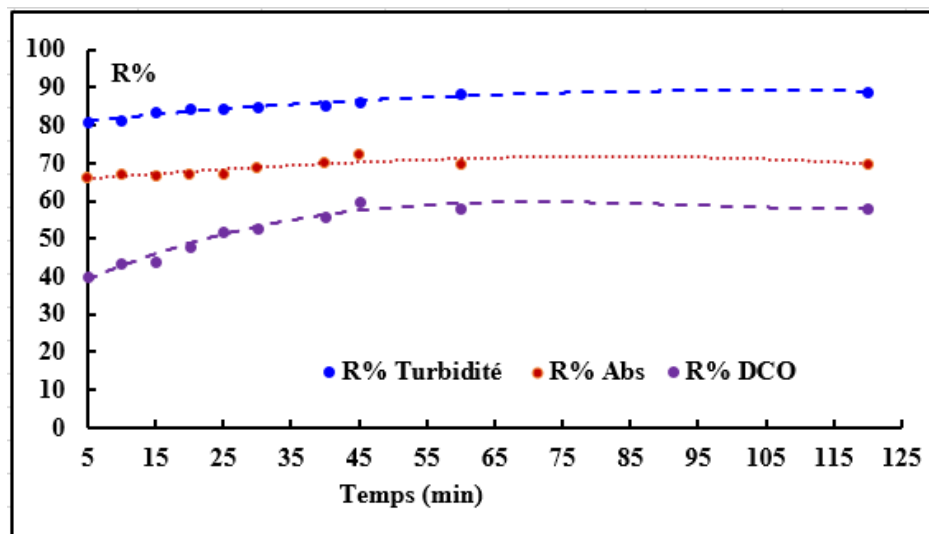


Figure V.3: Performances d'adsorption des eaux usées : évolution des rendements de la turbidité, absorbance et DCO selon la dose d'adsorbant

Turbidité

- **Observation** : L'efficacité de l'élimination de la turbidité est importante dès au premier temps de contact (environ 80 %). Puis, elle augmente graduellement pour s'approcher de 90 % après 60 minutes du temps d'agitation.
- **Interprétation** : Ceci démontre que la méthode de traitement est extrêmement performante pour éliminer la turbidité.

Absorbance

- **Observation** : L'étude de la dégradation et/ou de l'élimination des composés simples et complexes présents dans les eaux usées urbaines de la station d'Arris révèle une efficacité d'élimination comprise entre 66,34 % et 68,76 % pour des temps de contact variant de 5 à 30 minutes. Au-delà de cette plage temporelle, l'efficacité atteint un maximum d'environ 72 % vers 55 minutes, suivi d'une phase de légère stabilisation.
- **Interprétation** : Ces résultats suggèrent que la majorité des réactions d'élimination se produit rapidement au cours des premières minutes, tandis que l'augmentation progressive jusqu'au pic à 55 minutes indique une poursuite du processus d'adsorption ou de dégradation. La stabilisation observée par la suite traduit l'atteinte d'un équilibre dynamique, où les mécanismes d'élimination et les phénomènes de saturation ou de désorption se compensent, limitant ainsi toute amélioration significative au-delà de ce temps de contact

Demande de Chimie en Oxygène (DCO)

- **Observation** : L'efficacité de l'élimination de la DCO est inférieure à celle observée pour la turbidité et l'absorbance en UV. Après 5 minutes de contact, le taux d'élimination de la DCO atteint environ 40 %, puis il augmente progressivement pour atteindre 60 % après 45 minutes. Au-delà de ce temps d'agitation, une diminution de l'élimination est constatée. Ce phénomène n'est pas observé pour la turbidité ni pour l'absorbance en UV, qui restent stables ou continuent à s'améliorer.
- **Interprétation** : L'efficacité d'élimination de la Demande Chimique en Oxygène (DCO) apparaît inférieure à celle obtenue pour la turbidité et l'absorbance en UV, indiquant une plus grande complexité ou résistance des composés organiques mesurés par la DCO. Initialement, après 5 minutes de contact, le taux d'élimination de la DCO atteint environ 40 %, suivi d'une augmentation progressive qui culmine à 60 % après 45 minutes. Cette évolution suggère que les composés responsables de la DCO nécessitent un temps de contact plus long pour être efficacement dégradés ou adsorbés.

Cependant, au-delà de ce délai, une diminution de l'efficacité est observée, ce qui pourrait être attribué à des phénomènes de désorption, de saturation des sites actifs ou de rééquilibrage des réactions d'adsorption/dégradation.

En revanche, la turbidité et l'absorbance en UV ne présentent pas ce phénomène, témoignant d'une meilleure stabilité ou d'une adsorption plus durable des particules en suspension et des composés absorbant dans l'UV. Ces différences mettent en évidence des mécanismes distincts d'élimination selon la nature des polluants ciblés et soulignent l'importance d'optimiser le temps de contact pour maximiser l'efficacité globale du traitement.

V.3.2 Application des modèles de la cinétique d'adsorption

Différents modèles cinétiques ont été appliqués afin d'analyser nos données expérimentales, de la DCO permettant ainsi d'extraire des informations clés sur les paramètres gouvernant le processus d'adsorption. Trois modèles principaux ont été retenus pour cette étude : le modèle pseudo-premier ordre (PFO), le modèle pseudo-second ordre (PSO) et le modèle de diffusion intra-particulaire. Le choix du modèle le plus approprié repose sur l'évaluation du coefficient de corrélation ainsi que sur la comparaison entre la capacité d'adsorption maximale calculée et celle prédite par le modèle théorique. Plus le coefficient de corrélation est proche de 1 et plus la capacité d'adsorption expérimentale correspond à celle du modèle, plus ce dernier est considéré comme pertinent pour décrire le mécanisme d'adsorption.

Les résultats des modélisations sont illustrés dans les figures V.4 et V.5 tandis que les paramètres cinétiques associés à chaque modèle sont synthétisés dans le tableau V.2.

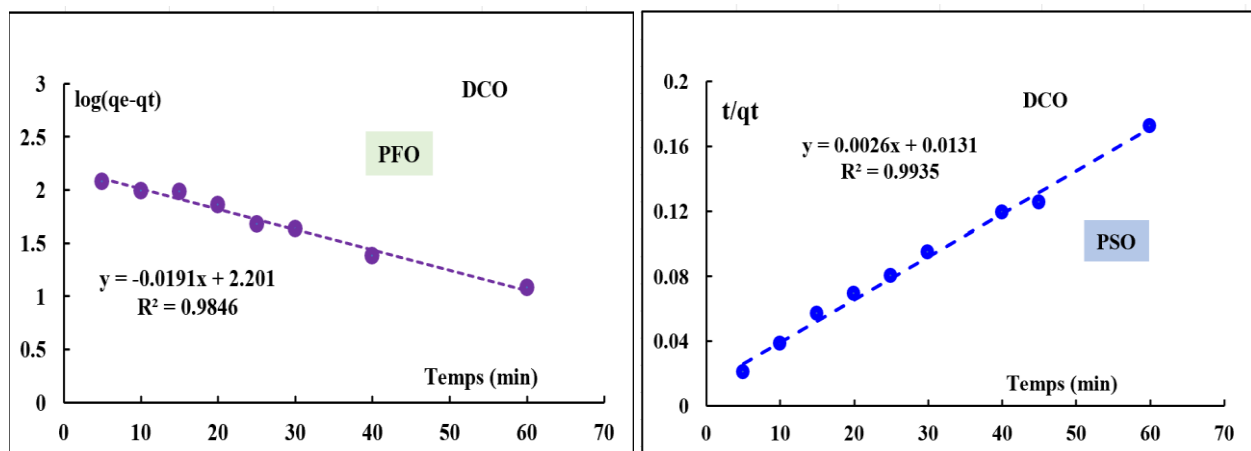


Figure V. 4 : Modèles Pseudo-premier ordre et second ordre de la cinétique d'adsorption de la DCO et de la turbidité des eaux usées de la station d'Arris
[DCO]= 300mg/l ; [Adsorbant] =0.50 g

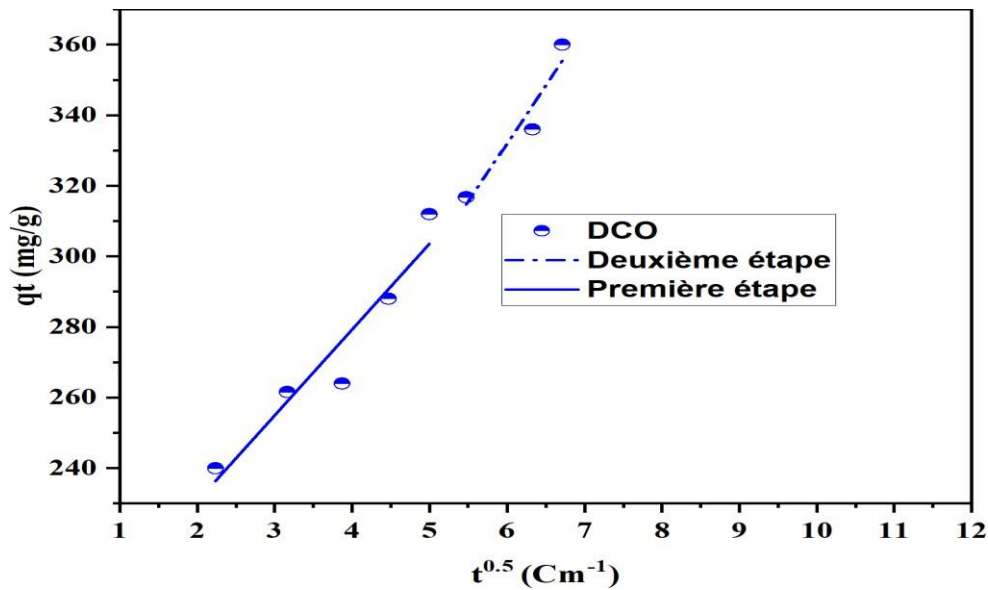


Figure V. 5 : Présentation du modèle de la diffusion intra particulaire de l'adsorption des eaux usées testées

Tableau V.2. Paramètres des modèles de la cinétique d'adsorption de la DCO et de la turbidité des eaux usées de la station d'Arris

Modèle	Paramètre	DCO
PFO $\log(q_e - q_t) = \log q_e - \frac{k_1}{2.303} t$	$q_{e,exp}$ (mg/g)	360
	q_{cal} (mg/g)	158.85
	K_1	0.0440
	R^2	0.985
PSO $\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 q_0^2} + \frac{1}{q_e} t$	$q_{e,exp}$ (mg/g)	360
	q_{cal} (mg/g)	384.615
	K_2	3.0710^{-6}
	R^2	0.9846
Diffusion Intra-particulaire $q_t = K_{int} t^{1/2} + C$	K_{int1} (mg/g.min ^{1/2})	16.15
	C_1 (mg/g)	181.996
	R^2	0.920
	K_{int2} (mg/g.min ^{1/2})	58.43
	C_2 (mg/g)	133.73
	R^2	0.924

D'après les résultats présentés dans le tableau V.2, nous pouvons conclure que nos données convergent globalement vers le modèle de pseudo-second ordre, ($R^2 \approx 1$ et $q_{cal} \approx q_{exp}$). Dans ce contexte, et on se référant à la littérature que lorsque l'adsorption correspondant au modèle de pseudo-second ordre. Ce modèle suppose que le processus limitant est une adsorption chimique (chimisorption) impliquant des liaisons électroniques (comme des échanges ou partages d'électrons) entre l'adsorbant (surface) et l'adsorbat (molécule). D'après l'analyse de la courbe présentée dans la figure V.2, il est possible de suggérer l'existence d'interactions significatives

entre les groupements fonctionnels présents sur la surface de l'adsorbant et les composés organiques contenus dans les eaux usées testées. Ces fortes interactions suggèrent que le mécanisme d'adsorption ne se limite pas à une simple physisorption, mais implique vraisemblablement des phénomènes de chimisorption, caractérisés par la formation de liaisons spécifiques entre les sites actifs de l'adsorbant et les molécules organiques adsorbées.

Comme l'illustrent les courbes de la figure V.5, les tracés de diffusion intra-particulaire présentent deux segments linéaires distincts, ce qui indique que ce mécanisme ne constitue pas l'étape limitante du processus. Ces résultats suggèrent une compétition entre plusieurs mécanismes de sorption lors de l'adsorption des polluants sur le matériau testé, conformément aux observations de [Martins et al. \(2015\)](#) et [Lopez et al. \(2022\)](#).

Selon les résultats présentés dans le tableau V.2, pour chaque paramètre testé, les valeurs des constantes de la vitesse intra-particule suivent l'ordre suivant :

$$\diamond \quad k_{int2} > k_{int1}$$

Cette divergence s'observe également pour les interceptes (C), reliés à l'épaisseur de la couche limite :

- ❖ $C_1 < C_2$ implique une prépondérance de la diffusion intra-particulaire, avec une influence réduite des interactions de surface

V.3.3 Effet de la variation de pH

L'élimination de la pollution des eaux usées sous forme de DCO, composés complexes et simple (absorbance UV) et turbidité par adsorption sur un charbon actif préparé à base agricole dépend fortement du pH de la solution. Donc, le pH est un facteur clé pour l'élimination de ces paramètres. Pour tester l'effet du pH, l'ajustement du pH des eaux usées testées sont effectués par des pHs initiaux allant de 2 à 12. L'adsorption a été réalisée à une température ambiante de 20°C, avec un temps de contact de 45 minutes aussi bien pour la DCO ; turbidité et l'absorbance en UV. Les résultats obtenus sont présentés sur les courbes de la figure V.6.

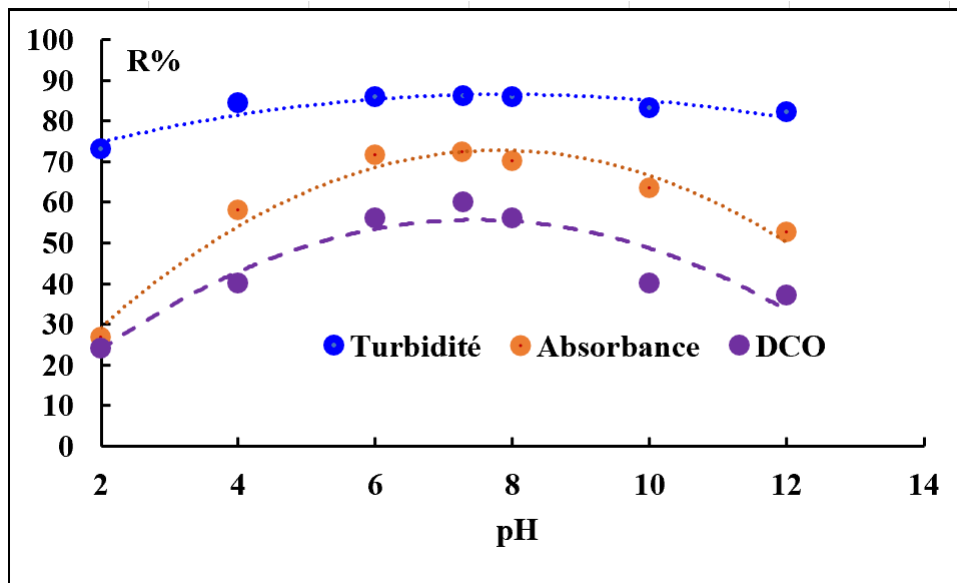


Figure V.6 : Effet du pH sur l'absorbance en UV, la turbidité et la DCO des eaux usées

- **Observation globale :** On observe que, pour la turbidité, la DCO ainsi que l'absorbance en UV, l'efficacité d'élimination augmente progressivement lorsque le pH passe de 2 jusqu'à la valeur naturelle du milieu, soit 7,28 (sans ajustement préalable). Au-delà de ce pH optimal, une diminution de l'efficacité est constatée. Cette baisse atteint jusqu'à 37,20 % pour la DCO. En revanche, pour l'absorbance en UV, le taux d'élimination reste légèrement supérieur à 50 %, tandis que pour la turbidité, la diminution demeure toujours supérieure à 70 %.
- **Interprétation globale :** L'augmentation des rendements d'élimination de la turbidité, de la DCO (Demande Chimique en Oxygène) et de l'absorbance en UV avec l'augmentation du pH jusqu'à une valeur légèrement supérieure au pH point zéro charge (pHpzc) peut s'expliquer par l'évolution de la charge de surface de l'adsorbant et la nature des interactions électrostatiques impliquées.

Rappelant que ; le pH_{pzc} correspond au pH pour lequel la charge nette de la surface de l'adsorbant est nulle.

- ❖ En dessous de ce pH ($< 6,8$), la surface est globalement chargée positivement, tandis qu'au-dessus, elle devient négative.
- ❖ Lorsque le pH de la solution augmente et dépasse légèrement le pH_{pzc} (pH_{pzc} de 6,84), la surface de l'adsorbant porte une charge négative, favorisant ainsi l'attraction électrostatique avec les composés organiques souvent chargés positivement ou partiellement polarisés présents dans les eaux usées. Cette attraction renforce l'adsorption

des polluants responsables de la turbidité, de la DCO et de l'absorbance UV, améliorant ainsi leur élimination (*Ye-Zhong et al, 2009 ; Sun & Meunier, 2003*).

- ❖ De plus, dans la gamme où le pH proche du pH_{pzc}, les groupements fonctionnels de surface (comme –OH, –COOH) peuvent être partiellement déprotonés, augmentant la disponibilité des sites actifs pour interagir avec les polluants. Au-delà de ce pH optimal, l'efficacité peut diminuer en raison de la répulsion électrostatique ou de la modification de la structure des polluants en solution (*Radovic et al, 2000 ; Moreno-Castilla, 2004*).

V.3.4 Effet de la variation de la masse de l'adsorbant testé sur l'absorbance en UV, la turbidité et la DCO d'une eau usée testée

L'étude de l'effet de la variation de la masse de l'adsorbant sur le procédé d'adsorption d'une eau usée, telles que l'absorbance en UV, la turbidité et la demande chimique en oxygène (DCO), constitue une étape fondamentale pour l'optimisation des procédés de traitement des eaux. Dans ce contexte, des expériences ont été réalisées en faisant varier la masse d'adsorbant de 0.2 g à 3 g dans un volume constant de 50 mL d'eau usée. Après un temps d'agitation de 45 minutes, les échantillons ont été soumis à une filtration sous vide. Les résultats obtenus sont présentés sous forme de courbes dans la figure V.7.

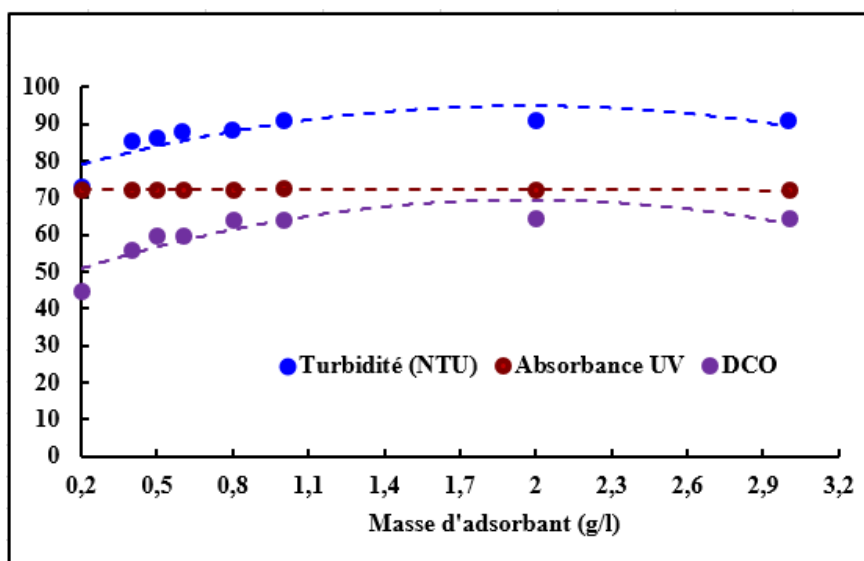


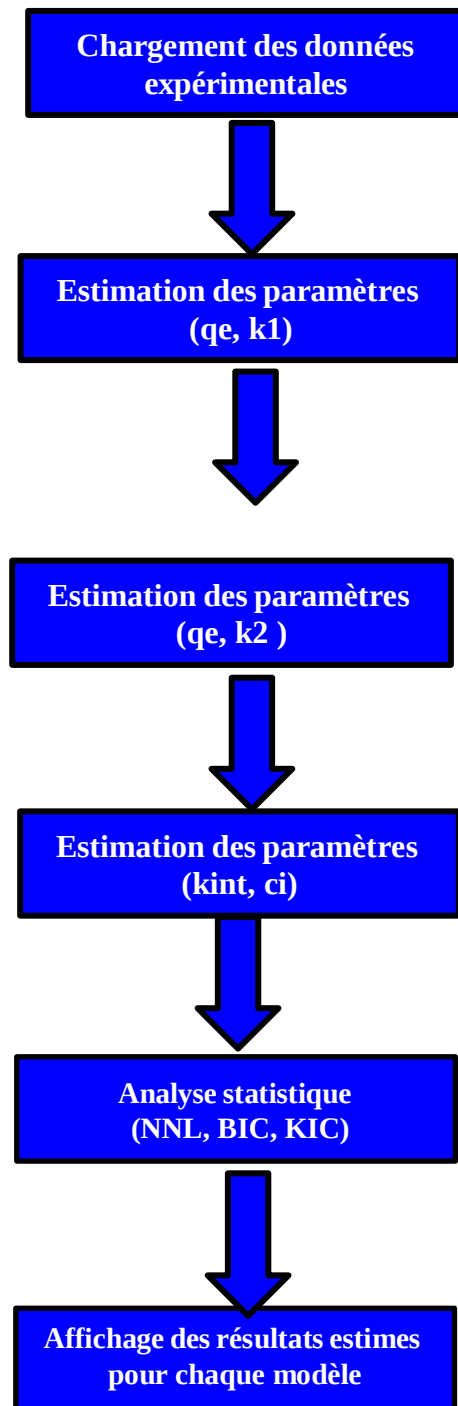
Figure V.7 : Effet de la variation de la masse du CAP sur l'absorbance en UV, la turbidité

Turbidité

- **Observation globale :** Les résultats obtenus ont clairement montré une augmentation de l'élimination de la turbidité, de la DCO et de l'absorbance en UV jusqu'à atteindre un maximum, suivi ensuite d'une diminution ou d'une stabilisation de ces paramètres.
- **Interprétation globale :** L'augmentation progressive de la masse d'adsorbant de 0,2 à 3 g/L conduit à une amélioration significative des rendements d'élimination de la demande chimique en oxygène (DCO) et de la turbidité, avec des maxima respectifs atteints à environ 2 g/L (90,83 % pour la DCO et 64,67 % pour la turbidité). Cette tendance peut s'expliquer par une disponibilité accrue des sites actifs d'adsorption sur la surface de l'adsorbant, favorisant ainsi la capture et la rétention des polluants organiques et des particules en suspension présents dans l'eau usée.
- ❖ Au-delà de cette concentration optimale (2 g/L), l'apparition d'une phase de stabilisation des rendements suggère un phénomène de saturation des sites d'adsorption. En effet, une fois que la majorité des polluants disponibles ont été adsorbés, l'ajout supplémentaire d'adsorbant n'entraîne plus d'amélioration significative, car la capacité d'élimination est limitée par la concentration initiale des contaminants dans l'échantillon.
- ❖ Concernant l'absorbance en UV, l'observation d'un maximum à 1 g/L d'adsorbant suivi d'une légère diminution au-delà peut être attribuée à plusieurs mécanismes. Initialement, l'augmentation de la masse d'adsorbant améliore l'élimination des composés organiques aromatiques responsables de l'absorbance UV, ce qui se traduit par une diminution de cette dernière. Cependant, au-delà de 1 g/L, la légère augmentation ou stabilisation de l'absorbance pourrait résulter d'effets secondaires tels que la libération de substances dissoutes issues de l'adsorbant lui-même, ou encore de phénomènes de ré-adsorption et d'interactions complexes entre les polluants et la matrice, qui peuvent modifier la nature et la concentration des composés détectés en UV.

V.4 Organigramme du code MATLAB

L'organigramme ci-dessous décrit la séquence logique du code MATLAB utilisé pour l'estimation des paramètres cinétiques d'un modèle d'adsorption. Il inclut les étapes de définition des données, de modélisation, d'optimisation numérique et d'affichage des résultats (tableau V.3).



V.4.1 Interprétation des résultats

Le tableau V.3 présente la comparaison entre les critères statistiques Negative Log-Likelihood (NLL), Bayesian Information Criterion (BIC) et Kullback Information Criterion (KIC).

Tableau V.3 : Comparaison entre les critères statistiques (NLL, BIC, KIC)

Modèle	NLL	BIC	KIC
Pseudo-premier ordre (PPO)	86.9158	93.8236	104.1364
Pseudo-second ordre (PSO)	30.2570	34.8622	10.3836
Diffusion intra-particule	45.4078	50.0130	38.1518

- L'analyse comparative des modèles cinétiques d'adsorption appliqués à nos données expérimentales révèle que le modèle de **pseudo-second ordre (PSO)** offre le meilleur ajustement. En effet, ce modèle présente les valeurs les plus faibles pour les trois critères statistiques évalués **Negative Log-Likelihood (NLL = 30.26)**, **Bayesian Information Criterion (BIC = 34.86)** et **Kullback Information Criterion (KIC = 10.38)**, indiquant à la fois une excellente qualité d'ajustement et une complexité modérée.
- Le modèle cinétique de pseudo-second ordre suggère que le processus d'adsorption dominant est la **chimisorption**.

V.5 Conclusion

L'ensemble des résultats obtenus dans le cadre de cette étude démontre que l'adsorption constitue un procédé efficace pour la réduction de certains polluants présents dans les eaux usées de la station d'Arris (Batna). Les analyses réalisées sur les paramètres de turbidité, d'absorbance et de DCO ont permis de mieux appréhender le comportement du procédé face aux différentes formes de pollution.

Il ressort que la turbidité est le paramètre le plus efficacement réduit, atteignant des rendements élevés et constants dès les faibles doses d'adsorbant, traduisant ainsi une élimination rapide et efficace des matières en suspension et des particules colloïdales. L'absorbance a également montré une amélioration notable, bien que plus modérée, suggérant une certaine efficacité de l'adsorbant vis-à-vis des matières organiques colorées dissoutes.

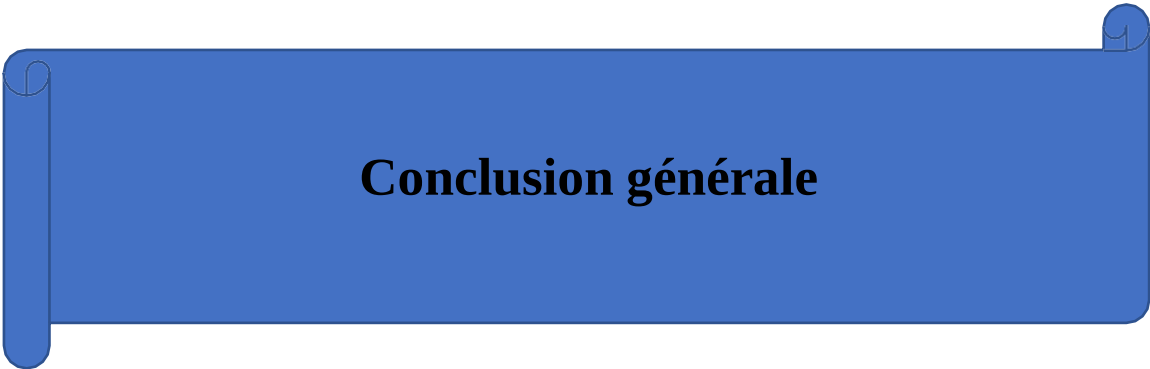
En revanche, le traitement de la DCO a révélé des limites significatives. Bien qu'une amélioration initiale ait été observée après 45 minutes du temps de contact.

L'application des modèles de la cinétique d'adsorption ont enregistré que le PSO est prioritaire et le phénomène prédominant est chimique (chimisorption).

L'optimisation du pH indique le pH du traitement est légèrement supérieure de la neutralité et du pH_{pzc}, il est de 7.28 (pH du milieu des eaux usées naturelles).

En ce qui concerne la variation de la masse d'adsorbant on a bien enregistré qu'il y a globalement une augmentation dans les rendements d'élimination des paramètres testées puis une stabilité ou bien une diminution est apparue.

Enfin, l'application du modèle cinétique via le logiciel MATLAB corrobore que le mécanisme d'adsorption observé relève d'un phénomène de chimisorption.



Conclusion générale

Au vu de la pression grandissante sur les ressources aquatiques, en grande partie à cause de l'urbanisation, de l'industrialisation et de l'agriculture intensive, le traitement des eaux usées s'impose comme une priorité essentielle pour envisager un développement durable.

Ce travail de recherche suit cette tendance, en offrant une analyse détaillée de l'adsorption comme méthode de dépollution, en mettant l'accent sur la modélisation et l'amélioration des performances d'adsorption grâce à des techniques numériques sophistiquées.

Initialement, l'examen des propriétés des eaux usées et la détermination des paramètres physico-chimiques (DCO, DBO, MES, pH, etc.) ont contribué à mieux comprendre les polluants ciblés. Le charbon, choisi comme agent absorbant, a été analysé pour ses caractéristiques intrinsèques bénéfiques, en particulier son importante surface spécifique et sa capacité à retenir divers genres de polluants organiques.

Le cœur de l'étude a porté sur la modélisation de l'adsorption à l'aide de trois modèles cinétiques principaux : le modèle du pseudo-premier ordre (PPO), le modèle du pseudo-second ordre (PSO) et le modèle de diffusion intra-particulaire. Ces modèles ont été intégrés à l'environnement MATLAB, facilitant la simulation des comportements cinétiques des adsorbats sur la surface du charbon et le réglage des courbes en fonction des données expérimentales collectées.

L'un des apports méthodologiques majeurs de ce travail est l'évaluation minutieuse des performances de ces modèles en utilisant trois indicateurs statistiques :

- NNL (Negative Log-Likelihood)
- BIC (Bayesian Information Criterion)
- RIC (Risk Information Criterion)

Ces instruments comparatifs ont aidé à repérer le modèle qui présente le meilleur équilibre entre la qualité de l'ajustement et la complexité du modèle.

Les résultats ont démontré de manière évidente que le temps d'équilibre qui permis d'évaluer l'élimination de la DCO, turbidité et les composés organiques évaluer par le paramètre de l'absorbance en UV est de 45 minutes accompagné par un rendement de 86%, 72.27% et de 60 % respectivement pour la turbidité, l'absorbance en UV et la DCO. Le modèle de pseudo-second ordre (PSO) fournissait les performances les plus constantes et les plus alignées avec les données expérimentales. Signalant ainsi une interaction chimique intense entre l'adsorbat et la surface du

charbon. Bien que les modèles PPO et de diffusion intra-particulaire soient pertinent. À certaines étapes du processus, ils se sont avérés moins performants pour expliquer l'ensemble du phénomène.

L'optimisation du pH pour une valeur de 7.28 légèrement supérieure au pH_{pzc} maximise les interactions physico-chimiques entre l'adsorbant et les paramètres testés, ce qui se traduit par une amélioration significative des rendements d'élimination de la turbidité, de la DCO et de l'absorbance UV.

La variation de la masse d'adsorbant met en évidence l'importance d'optimiser la masse d'adsorbant pour maximiser l'efficacité du traitement, en tenant compte des limites liées à la saturation des sites d'adsorption et aux interactions physico-chimiques complexes entre l'adsorbant et les polluants présents dans l'eau usée.

Notre travail a démontré aussi l'intérêt d'une approche intégrée combinant expérimentation, modélisation cinétique et optimisation numérique pour mieux comprendre et améliorer les procédés d'adsorption appliqués au traitement des eaux usées. Il met en lumière l'efficacité du modèle PSO pour simuler le comportement réel des systèmes étudiés, tout en soulignant la pertinence d'utiliser MATLAB et des critères statistiques robustes pour guider la sélection des modèles les plus performants.

Cette étude ouvre la voie à de futures recherches portant sur d'autres types d'adsorbants, de polluants ou de conditions opératoires, et renforce l'idée que les technologies propres basées sur l'adsorption peuvent jouer un rôle clé dans la transition vers une gestion plus durable et intelligente des ressources en eau.

Cependant, nous pouvons dire bien que l'adsorption soit une technologie prometteuse et performante pour le traitement primaire ou intermédiaire des eaux usées d'Arris, son efficacité dépend fortement de la nature des polluants ciblés. Une approche intégrée, combinant l'adsorption à d'autres procédés spécifiques, serait recommandée pour atteindre les objectifs de dépollution exigés, particulièrement en ce qui concerne les composés organiques réfractaire.



Références bibliographiques

Adda & Benhamida, (2023). *Etude de l'élimination du Rouge Bemacide par le procédé d'adsorption sur un charbon actif granulaire (Mémoire de master académique, Génie des procédés des matériaux).* Université de Mostaganem, Algérie.

Attaway, S. MATLAB (2019): a practical introduction to programming and problem solving, Fifth edition. in MATLAB examples. Oxford, United Kingdom; Cambridge, MA, United States: Elsevier, B/H, Butterworth-Heinemann.

Babou, L., & M'Zyene, N. (2017). *Suivi des paramètres physico-chimiques et biologiques des eaux usées de la station d'épuration de la ville de Tizi-Ouzou.*

Benakcha, M, (2020). *Suivi de la qualité physico-chimique des eaux usées de la STEP d'Arris.* Mémoire de Master, Université de Biskra.

Bernard L., Lefèvre S (2018) *Mécanisme d'adsorption des matières organiques en fonction du pH.* *Revue Internationale de l'Eau*, 12 (2); pp.78-90.

Bhatnagar & Sillanpää, (2010). *Utilization of agro-industrial and municipal waste materials as potential adsorbents for water treatment—A review.* *Chemical Engineering Journal*, 157(2-3), 277–296. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2010.01.007>.

Bhatnagar, A., & Sillanpää, M. (2010). *Utilization of agro-industrial and municipal waste materials as potential adsorbents for water treatment—A review.* *Chemical Engineering Journal*, 157(2–3), 277–296. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2010.01.007>.

Bliefert, C & Perraud, R (2008) *Chimie de l'environnement.* 2ed Bruxelles : De Boeck. ISBN/ISSN/EAN : 978-2-8041-5945-0. 1 vol. (478 p).

Bouaziz, M. (2023). *Étude de la rétention du cuivre en solutions aqueuses par une bentonite de Mostaganem modifiée (Thèse de doctorat, Génie des procédés).* Université de Mostaganem, Algérie.

Boudoumi, B., Guergazi, S., Nouioua, A., et al. (2025). *Removal of active pharmaceutical compounds in Primalan and Diane using pumpkin biochar: Synthesis, characterization, and adsorption study.* *RSC Advances*, 15(5), 3066–3079. <https://doi.org/10.1039/d4ra07917e>.

Boumalek, W, (2020) *Études des possibilités de valorisation agricole des sous-produits.*

Burnham, K. P., & Anderson, D. R. (2002). *Model Selection and Multimodel Inference : A Practical Information-Theoretic Approach (2nd ed.).* Springer.

Cheknane, M. (2017). *Adsorption compétitive de couple de métaux sur des grains à base d'argile pontée au fer et de gluten (Mémoire de master, Génie des procédés).* Université de BLIDA 1, Algérie.

Djillali, Y, (2020) *Evaluation expérimentale de la qualité et de la quantité des cultures maraichères et arboricoles irriguées par les eaux usées traitées.*

Dupont J., Martin P (2020) Etude de l'impact du pH sur l'adsorption des polluants en milieu aqueux. *Journal Français de Chimie*, 45(3), pp. 123-135.

Durand A., Petit M (2019). Influence du pH sur la performance des adsorbants dans le traitement des eaux usées. *Techniques de l'Ingénieur*, 54(7), pp. 45-52.

Foo& Hameed,. (2010). Insights into the modeling of adsorption isotherm systems. *Chemical Engineering Journal*, 156(1), 2–10.

Foo, K. Y., & Hameed, B. H. (2010). Insights into the modeling of adsorption isotherm systems. *Chemical Engineering Journal*, 156(1), 2–10. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2009.09.013>.

Freundlich, F. (1906). Über die Adsorption in Lösungen. *Zeitschrift für Physikalische Chemie*, 57, 385–470.

Giles C.H., Dsilva A.P., Easton I.A. (1974). A general treatment and classification of the solute adsorption isotherm, Part II. Experimental interpretation, *Journal of Colloid and Interface Science*, 47, 766–778.

Hibache I. (2016). Étude de la qualité de l'eau et traitement des polluants organiques (Mémoire de fin d'études, Diplôme d'Ingénieur d'Etat en Génie de l'Environnement). Université de Mostaganem, Algérie ».

Hibache. I, (2016). Étude de la qualité de l'eau et traitement des polluants organiques. Mémoire d'Ingénieur d'Etat en Génie de l'Environnement, Université de Mostaganem.

Ho et al., Assembly and Preferential Localization of Nup116p on the Cytoplasmic Face of the Nuclear Pore Complex by Interaction with Nup82p », *Mol. Cell. Biol.*, vol. 20, n o 15, p. 5736-5748, août 2000, [doi: 10.1128/MCB.20.15.5736-5748.2000](https://doi.org/10.1128/MCB.20.15.5736-5748.2000).

Ho, Y. S., & McKay, G. (1999). Pseudo-second order model for sorption processes. *Process Biochemistry*, 34(5), 451–465. [https://doi.org/10.1016/S0032-9592\(98\)00112-](https://doi.org/10.1016/S0032-9592(98)00112-)

Kebir, M., Bourzami, R., Nasrallah, N., Lebouachera, S., Dergal, F., Ladj, R., Trari, M., Benharharah, F., El Jery, A., Azzaz.A.A., Khezami, L., (2022). Pharmaceutical pollutants adsorption on activated carbon: isotherm, kinetic investigations and DFT modeling approaches.

Khbir, & Zebbar, (2021). Elimination des micropolluants organiques par l'adsorption sur les argiles (Mémoire de master académique, Génie des procédés). Université Mohamed Boudiaf - M'Sila, Algérie.

Kozłowicz, K., Różyło, R., Gładyszewska, B., Matwijczuk, A., Gładyszewski, G., Chocyk, D., Samborska, K., Piekut, J., & Smolewska, M. (2020). Identification of sugars and phenolic compounds in honey powders with the use of GC–MS, FTIR spectroscopy, and X-ray diffraction. *Scientific reports*, 10(1), 16269.

Krou, N. J. (2010). *Etude expérimentale et modélisation d'un procédé séquentiel AD-OX d'élimination de polluants organiques* », Thèse de doctorat de l'université de Toulouse.

Lagergren, S. (1898). *Zur theorie der sogenannten adsorption gelöster stoffe.* *Kungliga Svenska Vetenskapsakademiens Handlingar*, 24(4), 1–39.

Le Cloarec, P (2003). *Adsorption en traitement de l'air* », *Techniques de l'ingénieur*, G1770 V1, 2003.

Leclerc, V., (1995). *Etude de la co-adsorption de molécules organiques et de cations minéraux sur charbons actifs*, Thèse de doctorat, Université de Limoges, n°d'ordre 28.

Limousin G., Gaudet J.P., Charlet L., Szenkenect S., Barthes V., Krimissa M. (2007). Sorption isotherms : A review on physical bases, modeling and measurement. *Journal of Applied Geochemistry*.

López., J, Sánchez S; Adam M., , Biddle M., Jarvis P. (2021). The impact of dosing sequence on the removal of the persistent pesticide metaldehyde using powdered activated carbon with coagulation and clarification. *Journal of water process engineering*, [doi:10.1016/J.JWPE.2020.101756](https://doi.org/10.1016/J.JWPE.2020.101756).

Martins A C, Pezoti O, Cazetta A L, Bedin K C, Yamazaki D A, Bandoch G F (2015). Removal Of Tetracycline By Naoh-Activated Carbon Produced From Macadamia Nut Shells: Kinetic and Equilibrium Studies. *Chem. Eng. J.* 2015; **260**: P. 291-299. [https://Doi.Org/10.1016/J.Cej.2014.09.017](https://doi.org/10.1016/J.Cej.2014.09.017).

MathWorks. (2022). *MATLAB Optimization Toolbox User's Guide.* The MathWorks, Inc.

Mheni. S,(2024) *Contribution à l'évaluation de la qualité des effluents industriels au niveau de l'Entreprise du Bois Panneaux d'Algérie (El Tarf).*

Moreno-Castilla C., (2004) *Adsorption of organic molecules from aqueous solutions on carbon materials*, *Carbon*, 42, p. 83.

Moumenine, S, (2011). *Elimination de polluants des eaux d'usines par adsorption sur charbon de chêne en combinaison avec un désinfectant, mémoire d'ingénieur d'état en chimie*, Université Abou Bekr Belkaid – TLEMCEN, 2011.

ONA. (2013). *Fiche technique de la station d'épuration (STEP) de la ville d'Arris.*

Ouakouak, A, (2017). *Elimination du cuivre des nitrates et des phosphates des eaux par adsorption sur différents matériaux.* Thèse de doctorat en sciences en hydraulique, Université de Biskra P 275.

Pattnaik, D., Kumar, S., Bhuyan, S., & Mishra, S. (2018). Effect of carbonization temperatures on biochar formation of bamboo leaves. *IOP conference series : materials science and engineering*.

Perera, P, Baudot, B. (1991). *Guide Procédés extensifs d'épuration des eaux usées, adaptés aux petites et moyennes collectivités (500-5000 eq-hab).* Office International de l'Eau, France.

Pronost, J., Pronost, R., Deplat, L., Malrieu, J., Berland, J.M. (2002). *Station d'épuration : dispositions constructives pour améliorer leur fonctionnement et faciliter leur exploitation.* Document technique FNDAE n°22 bis.

Radovic L.R., Moreno-Castilla C., Rivera-Utrilla J., (2000) Carbon materials as adsorbents in aqueous solutions, *Chemistry and Physics of Carbon*, Radovic L.R. (ed), Marcel Dekker, New York, 27, p. 227.

Ramachandran P., Vairamuthu R., Ponnusamy S. (2011). Adsorption isotherms, kinetics, thermodynamics and desorption studies of reactive orange 16 on activated carbon derived from *Ananas comosus* (L) Carbon. *ARNP Journal of Engineering and Applied Sciences*, Vol. 6 (11), pp.15-26.

Rivera, A, (2010) *Evaluation de l'impact environnemental de l'ibuprofène et du diclofénac dans le milieu aquatique ; Esther.*

Rodier, J. (2009). *L'analyse de l'eau. 9ème édition.* Dunond, Paris.

Satin, M., Selmi, B. (1999). *Guide technique de l'assainissement. 2ème édition.* Édition du Moniteur, Paris (France).

Schwarz, G. (1978). Estimating the dimension of a model. *The Annals of Statistics*, 6(2), 461-464. <https://doi.org/10.1214/aos/1176344136>.

Slasli M.A. (2002). *Modélisation de l'adsorption par les charbons microporeux : Approches théorique et expérimentale.* Thèse de Doctorat. Université de Neuchâtel. Suisse.

Stormy Attaway (2017) *MATLAB A Practical Introduction to Programming and Problem Solving* Butterworth-Heinemann.

Sun, L.M., Meunier, F. (2003) Adsorption. Aspects théoriques. *Les Techniques de l'Ingénieur - Opérations Unitaires – Génie de la réaction chimique, traité Génie des procédés.* J 2730.

Sun, L-M Meunier, F., Brodu, N Manero, M-H (2016) « Adsorption - Aspects théoriques », *Techniques de l'ingénieur*, J2730 V2, 2016.

Soudani. A. (2024). *Etude de la rétention des métaux lourds par adsorption sur des charbons actifs préparés à partir des résidus agricoles.* Thèse de doctorat LMD Université Mohamed Khider de Biskra -Algérie.

Tardat-Henry, M., Beaudry, J.P. (1984). *Chimie des eaux. Ed. Le Griffon d'argile INC,* Canada.

Unuabonah, K. O. Adebawale, B. I. Olu-Owolabi, L. Z. Yang, et L. X. Kong,

(2008) Adsorption of Pb (II) and Cd (II) from aqueous solutions onto sodium tetraborate-modified Kaolinite clay : Equilibrium and thermodynamic studies », *Hydrometallurgy*, vol.93, n o 1-2, p. 1-9, juill. 2008, [doi: 10.1016/j.hydromet.2008.02.009](https://doi.org/10.1016/j.hydromet.2008.02.009).

Valiron, F., Colin, J.J., France Bureau de Recherches Géologiques et Minières. (1983). *La Réutilisation des eaux usées, Climats tempérés*, Editions du B.R.G.M, Paris (France).

Wang Y., Gao B.Y., Yue W.W., Yue Q.Y. (2007). Adsorption kinetics of nitrate from aqueous, solutions onto modified wheat residue. *Colloids Surf. A*, Vol. 308, pp. 1–5.

Weber, W. J., & Morris, J. C. (1963). Kinetics of adsorption on carbon from solution. *Journal of the Sanitary Engineering Division*, 89(2), 31–60.

Ye-Zhong, Z., Xia, X., Ping, M., Jie, Dai., Lin-Lin, Z., Yi, L. (2009) *Traitement des eaux usees par technique d'adsorption* journal *Spectrochimica Acta Part A* 72 pp 907–914.

Youcef, S (2022). *Etude de la rétention individuelle et binaire des métaux lourds (Cu et Zn) par adsorption sur charbon actif. Thèse de doctorat LMD Université Mohamed Khider de Biskra - Algérie.*

Zaghouane-Boudiaf H., et Boutahala M. (2011). Kinetic analysis of 2,4,5-trichlorophenol adsorption onto acid-activated montmorillonite from aqueous solution. *International Journal of Mineral Processing*, N° 100, pp.72–78, [doi : 10.1016/j.minpro.2011.04.011](https://doi.org/10.1016/j.minpro.2011.04.011).

Zouache, A. (2023). *Application du procédé d'adsorption dans l'élimination de la pollution médicale des eaux [Mémoire de master, Université de Biskra].*