



République Algérienne Démocratique et Populaire
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche
Scientifique
Université de Tissemsilt



Faculté des Sciences et de la Technologie
Département des Sciences de la Matière

Mémoire de fin d'études pour l'obtention du diplôme de Master
académique en
Filière : **chimie**

Spécialité : **chimie moléculaire**

Présentée par : **GHANI Assala**

Thème

***Application du traitement des eaux usées par charbon actif
en poudre à base de carbone : préparation et adsorption des
composés organiques***

Soutenu le, 29, Juin 2026

Devant le Jury :

BIDAOUI Mourad	Président	Prof.	Univ-Tissemsilt
BOUCHETTA Abbes	Encadreur	M.C.A.	Univ-Tissemsilt
CHAKER Yassine	Examineur	Prof.	Univ-Tissemsilt

Année universitaire : 2025-2026

Remerciements

Au terme de ce travail, je rends grâce à Dieu Tout-Puissant, qui m'a accordé la santé, la patience et la persévérance nécessaires pour mener à bien ce projet.

J'exprime ma profonde reconnaissance à mon encadrant, **M. Bouchetta Abbes**, pour la qualité de son encadrement, la pertinence de ses conseils, ainsi que pour sa disponibilité et son accompagnement tout au long de ce travail. Son soutien constant a été déterminant dans l'aboutissement de ce mémoire.

Je tiens également à adresser mes sincères remerciements aux membres du jury : **M. Bidaoui Mourad**, en sa qualité de président du jury, pour l'honneur qu'il me fait en acceptant d'évaluer ce travail.

M. Chaker Yassine, examinateur, pour l'attention portée à ce travail ainsi que pour ses remarques constructives et enrichissantes.

Mes remerciements les plus respectueux vont également à **Mme Messouda**, ingénieure de laboratoire, pour son aide précieuse, sa bienveillance et sa disponibilité au sein du laboratoire.

Enfin, je remercie toutes les personnes ayant contribué, de près ou de loin, à la réalisation de ce travail.

Dédicace

Je dédie ce travail À ma mère, celle qui m'a soutenue et m'a permis de poursuivre mes études, sans qui je ne serais pas arrivée jusqu'ici.

À mon père, qui m'a aidée et soutenue afin que je puisse achever tout mon parcours d'études.

À ma sœur Chahinez, qui m'a énormément aidée et soutenue tout au long de mon parcours.

À mes frères, pour leur présence et leur soutien constant à mes côtés.

À mon amie Chiraz, pour son soutien moral et sa présence à mes côtés.

À tous ceux qui m'ont encouragée et accompagnée de près ou de loin.

Assala

Résumé

La pollution de l'eau menace la santé humaine et l'environnement, affectant les écosystèmes aquatiques. Ce travail étudie l'élimination du Chlorazol Black (CB) et du Thioacétamide (TAA) des eaux usées par adsorption sur charbon actif. Les résultats montrent que le CB est adsorbé plus efficacement que le TAA. L'adsorption suit une cinétique pseudo-second ordre, indiquant un mécanisme chimique. Elle est favorisée par l'augmentation de la masse de charbon, de la température, du temps de contact et par un milieu acide (pH 2). Les isothermes de Freundlich confirment une adsorption multilayer sur surface hétérogène. La caractérisation du charbon par DRX révèle une structure amorphe, tandis que l'IR montre des groupes hydroxyle, carbonyle et aromatiques impliqués dans la fixation des polluants. Donc ces résultats démontrent que le charbon actif est une méthode efficace pour le traitement des eaux usées contaminées.

Mots-clés : Adsorption, Charbon actif, Chlorazol Black, Thioacétamide, pH acide, Température, eaux usées.

Abstract

Water pollution poses a threat to human health and the environment, affecting aquatic ecosystems. This study focuses on the removal of Chlorazol Black dye (CB) and Thioacetamide (TAA) from wastewater by adsorption on activated carbon. The results show that Chlorazol Black dye is adsorbed more efficiently than Thioacetamide. Adsorption follows pseudo-second-order kinetics, indicating a chemical mechanism. The process is enhanced by increasing the carbon mass, temperature, contact time, and in an acidic medium (pH 2). Freundlich isotherms confirm multilayer adsorption on a heterogeneous surface. Characterization of the carbon by X-ray diffraction (DRX) reveals an amorphous structure, while infrared spectroscopy (IR) shows hydroxyl, carbonyl, and aromatic groups involved in pollutant binding. These results demonstrate that activated carbon is an effective method for treating contaminated wastewater.

Keywords: Adsorption, Activated carbon, Chlorazol Black dye, Thioacetamide, Acidic pH, Temperature, wastewater.

ملخص

يُعدّ تلوث المياه تهديدًا خطيرًا لصحة الإنسان والبيئة، لما له من تأثيرات سلبية على النظم البيئية المائية، تهدف هذه الدراسة إلى إزالة صبغة الكلورازول الأسود والثيوأسيتاميد من مياه الصرف الصحي عن طريق الامتزاز على الكربون المنشط، أظهرت النتائج أن صبغة الكلورازول الأسود تُمتص بكفاءة أعلى مقارنة بالثيوأسيتاميد، يتبع الامتزاز حركية من الدرجة الثانية الزائفة مما يدل على أن الآلية المتحكممة ذات طبيعة كيميائية، كما تزداد كفاءة الامتزاز بزيادة كتلة الكربون المنشط ودرجة الحرارة وزمن التلامس، إضافة إلى أن الوسط الحمضي عند درجة حموضة اثنين يعزز هذه العملية، تؤكد نماذج تساوي الحرارة حدوث امتزاز متعدد الطبقات على سطح غير متجانس، كما أظهر تحليل حيود الأشعة السينية أن الكربون المنشط ذو بنية غير متبلورة، بينما بين تحليل الأشعة تحت الحمراء وجود مجموعات الهيدروكسيل والكربونيل والمركبات العطرية التي تساهم في تثبيت الملوثات، تشير هذه النتائج إلى أن الكربون المنشط يُعد وسيلة فعالة لمعالجة مياه الصرف الصحي الملوثة.

الكلمات المفتاحية: الامتزاز، الكربون المنشط، الكلورازول الأسود، الثيوأسيتاميد، الوسط الحمضي، درجة الحرارة، المياه الملوثة.

Liste des abréviations

C₀ : Concentration initiale

CA : Charbon Actif

CAE : Charbon Actif extrudé

CB : Chlorazol Black

C_e : Concentration à l'équilibre

DBO : Demande Biochimique en Oxygène

DCO : Demande Chimique en Oxygène

D-R : Dubanin-Radushkevich

DRX : Diffraction des Rayons X

E : Énergie d'adsorption

FTIR : Spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier

GAC : Charbon Actif Granulaire

MES : Matières en Suspension

NCBI : Centre National d'Information Biotechnologique

PAC : Charbon Actif en Poudre

pH : Potentiel Hydrogène

q_e : Quantité adsorbée a l'équilibre

q_m : Quantité maximale adsorbée

TAA : Thioacétamide

UNEP : Programme des Nations Unies pour l'Environnement

UV-Vis : Spectroscopie Ultraviolet-Visible

Liste des figures

Figure 1 : Impacts des eaux usées sur l'environnement et la santé humaine	07
Figure 2 : Structure chimique de Chlorazol Black	11
Figure 3 : Structure chimique de Thioacétamide	15
Figure 4 : Charbon actif en poudre.....	22
Figure 5 : Charbon actif granulé	23
Figure 6 : Charbon actif extrudé	24
Figure 7 : Solution mère de Thioacétamide	35
Figure 8 : Solution mère de Chlorazol Black	35
Figure 9 : Mesure de la longueur d'onde maximale λ max spectrophotométrie UV-Vis....	36
Figure 10 : Protocole de préparation du charbon actif au laboratoire universitaire	38
Figure 11 : Préparation des tubes avec différentes masses de charbon actif.....	41
Figure 12 : Préparation des solutions à différents pH (2–12).....	42
Figure 13 : Courbes d'étalonnage de Chlorazol Black et Thioacétamide	48
Figure 14 : Courbes cinétique d'absorption de de CB et TAA sur le charbon actif	50
Figure 15 : Courbes de linéarisation du pseudo-premier ordre pour CB et TAA	52
Figure 16 : Courbes de linéarisation du pseudo-second ordre pour CB et TAA.....	53
Figure 17 : Effet de la masse de charbon actif sur le taux d'élimination du CB et TAA....	56
Figure 18 : Effet du pH sur le taux d'élimination du CB et TAA	59
Figure 19 : Influence de la température sur le pourcentage d'élimination de CB et TAA..	62
Figure 20 : Courbes de Van 't Hoff pour l'adsorption de CB et TAA	63
Figure 21 : Diffractogramme des rayons X (DRX) du charbon actif.....	67
Figure 22 : Spectres FT-IR du charbon actif avant et après adsorption du polluant.....	68

Liste des tableaux

Tableau 1 : Types de polluants présents dans les eaux usées et leurs effets principaux	04
Tableau 2 : Fiche technique de Chlorazol black	12
Tableau 3 : Fiche technique de Thioacétamide	16
Tableau 4 : La différence entre adsorption chimique et adsorption physique.....	27
Tableau 5 : Produits et matériels utilisés.....	34
Tableau 6 : Comparaison des longueurs d'onde maximales expérimentales et théoriques	46
Tableau 7 : Volumes nécessaires pour la préparation des solutions d'étalonnage pour chaque polluant.....	47
Tableau 8 : Valeurs d'absorbance du CB en fonction de la concentration	47
Tableau 9 : Valeurs d'absorbance du TAA en fonction de la concentration	47
Tableau 10 : Absorbance, C_t et q_t en fonction du temps pour CB	49
Tableau 11 : Absorbance, C_t et q_t en fonction du temps pour TAA.....	49
Tableau 12 : K et q_e expérimentales et calculées selon les modèles pseudo-1er et pseudo-2e ordre	51
Tableau 13 : Influence de la masse de charbon actif sur l'adsorption et le taux d'élimination du CB.....	55
Tableau 14 : Influence de la masse de charbon actif sur l'adsorption et le taux d'élimination du TAA.....	56
Tableau 15 : Influence de pH sur l'adsorption et le taux d'élimination du CB	58
Tableau 16 : Influence de pH sur l'adsorption et le taux d'élimination du TAA.....	58
Tableau 17 : Influence de la température sur l'adsorption et le taux d'élimination du CB	61
Tableau 18 : Influence de la température sur l'adsorption et le taux d'élimination du TAA	61

Tableau 19 : Paramètres thermodynamiques de l'adsorption du CB et TAA.....	64
Tableau 20 : C_e et q_e en fonction du concentration pour CB.....	65
Tableau 21 : C_e et q_e en fonction du concentration pour TAA.....	65
Tableau 22 : Paramètres des modèles d'isothermes de Freundlich, Langmuir, Temkin, D-R pour l'adsorption de CB et TAA.....	65

Sommaire

Remerciements

Dédicace

Résumé

Abstract

ملخص

Liste des abréviations

Liste des figures

Liste des tableaux

Sommaire

Introduction 01

Chapitre I : Généralités sur la pollution et l'environnement

1.1. Définition de la pollution	02
1.2. Les types de la pollution	02
1.2.1. La pollution de l'air.....	02
1.2.2. La pollution de l'eau	02
1.2.3. La pollution des sols.....	03
1.3. Définition des eaux usées.....	03
1.3.1. Origine des eaux usées	03
1.4. Caractéristiques des eaux usées	04
1.4.1. Caractéristiques physiques	04
1.4.2. Caractéristiques chimiques.....	05
1.4.3. Caractéristiques biologiques	05
1.5. Impacts environnementaux et sanitaires des eaux usées	06
1.5.1. Impacts sur les milieux aquatiques	06
1.5.2. Impacts sur la santé humaine	06
1.5.3. Impacts sur l'environnement terrestre et les sols	06
1.6. Conclusion.....	08

Chapitre II : Caractérisation des composés organiques modèles

2.1. Colorants	09
2.1.1. Définition et historique	09
2.1.2. Types de colorants.....	09
2.1.2.1. Classification selon l'origine.....	09
2.1.2.2. Classification selon la structure chimique.....	10
2.1.2.3. Classification selon le mode d'application	10
2.2. Composant organique : Chlorazol Black	11
2.2.1. Structure chimique et fiche technique	11
2.2.1.1. Structure chimique	11
2.2.1.2. Fiche technique	12
2.2.2. Propriétés physico-chimiques du Chlorazol Black	12
2.2.2.1. Solubilité et nature ionique	12
2.2.2.2. Masse molaire et structure conjuguée	13
2.2.2.3. Propriétés spectrophotométriques (λ max).....	13
2.2.2.4. Stabilité chimique.....	13
2.2.2.5. Biodégradabilité	13
2.2.3. Toxicité et impact environnemental.....	14
2.2.3.1. Toxicité	14
2.2.3.2. Impact environnemental global.....	14
2.2.4. Comportement en solution aqueuse	14
2.3. Composant organosoufré : Thioacétamide.....	15
2.3.1. Structure chimique et fiche technique	15
2.3.1.1. Structure chimique	15
2.3.1.2. Fiche technique	16
2.3.2. Propriétés physico-chimiques	16
2.3.2.1. Aspect physique	16
2.3.2.2. Solubilité	16
2.3.2.3. Point de fusion.....	17
2.3.2.4. Stabilité en solution.....	17
2.3.2.5. Propriétés spectrophotométriques	17
2.3.2.6. Réactivité chimique.....	17
2.3.3. Risques toxiques et environnementaux	17

2.4. Intérêt de l'utilisation combinée de Chlorazol Black et Thioacétamide comme polluants modèles.....	18
2.5. Conclusion.....	19

Chapitre III : Charbon actif et phénomène d'adsorption

3.1. Charbon actif.....	20
3.1.1. Définition et caractéristiques générales	20
3.1.2. Origine et matières premières	20
3.1.3. Méthodes de préparation et activation	20
3.1.3.1. Activation physique	20
3.1.3.2. Activation chimique	21
3.1.4. Types de charbon actif	21
3.1.4.1. Charbon actif en poudre (PAC).....	21
3.1.4.2. Charbon actif granulé (GAC).....	22
3.1.4.3. Charbon actif extrudé.....	23
3.1.5. Propriétés physico-chimiques	24
3.1.5.1. Surface spécifique	24
3.1.5.2. Porosité.....	25
3.1.5.3. Charge de surface et point isoélectrique	25
3.1.6. Applications industrielles et environnementales.....	25
3.2. Phénomène d'adsorption.....	26
3.2.1. Définition et principe général.....	26
3.2.2. Mécanismes d'interaction	26
3.2.2.1. Physisorption.....	26
3.2.2.2. Chémisorption.....	27
3.2.3. Facteurs influençant l'adsorption.....	27
3.2.4. Cinétique d'adsorption	29
3.2.5. Modèles cinétiques d'adsorption.....	29
3.2.5.1. Modèle pseudo-premier ordre	29
3.2.5.2. Modèle pseudo-second ordre	30
3.2.6. Application et comparaison des modèles	30
3.2.7. Isothermes d'adsorption	30
3.2.7.1. Définition	30

3.2.7.2. Types principaux d'isothermes	31
3.2.7.2.1. Isotherme de Langmuir	31
3.2.7.2.2. Isotherme de Freundlich.....	31
3.2.7.2.3. Isotherme de temkin	31
3.2.7.2.4. Isotherme de Dubinin–Radushkevich (D–R)	32
3.3. Conclusion.....	33

Chapitre IV : Matériel et Méthodes

4.1. Objectifs	34
4.2. Matériel, produits et instrument	34
4.3. Préparation des polluants	34
4.3.1. Préparation des solutions mères	34
4.3.2. Préparation des solutions étalons	36
4.3.3. Mesure du λ max	36
4.3.4. Courbes d'étalonnage.....	37
4.4. Préparation du charbon actif	37
4.5. Cinétique d'adsorption	39
4.6. Modèles cinétiques.....	40
4.6.1. Modèle du pseudo-premier ordre (Lagergren)	40
4.6.2. Modèle du pseudo-deuxième ordre	40
4.7. Effet de la masse du charbon actif sur la cinétique d'adsorption.....	40
4.8. Effet de PH sur la cinétique d'adsorption	42
4.9. Étude thermodynamique de l'adsorption	43
4.9.1. Calcul du coefficient de distribution	43
4.9.2. Calcul de ΔG	43
4.9.3. Calcul de ΔH° et ΔS° (droite de Van't Hoff)	43
4.10. Modélisation des isothermes d'adsorption.....	43
4.11. Caractéristiques du charbon : DRX ; FT-IR	44
4.11.1. La diffraction des rayons X (DRX).....	44
4.11.2. La spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier (FTIR)	45

Chapitre V : Résultats et discussion

5.1. λ max obtenus pour Thioacétamide et Chlorazol Black	46
5.2. Données expérimentales.....	46

5.3. Les Courbes d'étalonnage	47
5.3.1. Conclusion.....	49
5.4. Étude cinétique de l'adsorption.....	49
5.4.1. Variation de l'absorbance, C_t et q_t en fonction du temps.....	49
5.5. Modèles cinétiques.....	51
5.5.1. Modèle du pseudo-1 ^{er} et pseudo 2 ^e ordre	51
5.5.2. Analyse des modèles cinétiques.....	54
5.5.3. Interprétation	54
5.5.4. Conclusion.....	55
5.6. Effet de la masse du charbon actif sur la cinétique d'adsorption.....	55
5.6.1. Analyse et interprétation	56
5.6.2. Comparaison avec des travaux antérieurs	57
5.6.3. Conclusion.....	57
5.7. Effet de pH sur la cinétique d'adsorption	58
5.7.1. Analyse et interprétation	59
5.7.2. Conclusion.....	60
5.8. Étude thermodynamique de l'adsorption	61
5.8.1. Analyse et interprétation	62
5.8.2. Interprétation des paramètres thermodynamiques ΔH° et ΔS°	63
5.8.3. Conclusion.....	64
5.9. Modélisation des isothermes d'adsorption.....	65
5.9.1. Analyse et interprétation	66
5.9.2. Conclusion.....	66
5.10. Caractéristiques du charbon : DRX ; FT-IR	67
5.10.1. La diffraction des rayons X (DRX).....	67
5.10.1.1. Interprétation de discussion.....	67
5.10.2. La spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier (FTIR)	68
5.10.2.1. Interprétation de discussion.....	68
5.10.3. Conclusion.....	69

Conclusion.....	70
Liste des références	71

PARTIE I

Partie bibliographique

Introduction

Introduction

L'augmentation rapide des activités industrielles et urbaines a exercé une pression considérable sur l'environnement, entraînant divers types de pollution, notamment la pollution de l'eau, qui affecte la faune, la flore et la santé humaine [1]. Les eaux usées industrielles contiennent fréquemment des composés chimiques persistants et toxiques, tels que les colorants et certains contaminants organiques, difficiles à éliminer par les méthodes conventionnelles.

Dans cette étude, nous nous intéressons à deux polluants spécifiques : le Chlorazol Black (CB) et le Thioacetamide (TAA), représentatifs des colorants industriels et des substances organiques présentes dans les effluents. Ces composés peuvent diminuer la luminosité des milieux aquatiques, perturber la photosynthèse et provoquer des effets toxiques à long terme sur les organismes aquatiques [2].

Le charbon actif est largement utilisé comme adsorbant pour le traitement des eaux grâce à sa structure poreuse et sa grande surface spécifique, qui favorisent la fixation des polluants. L'adsorption repose principalement sur des interactions physiques et chimiques, telles que les forces de Van der Waals, les interactions électrostatiques et les interactions π - π [3].

Sur le plan expérimental, des solutions mères et des solutions étalons des deux colorants ont été préparées, et leur absorbance a été mesurée pour déterminer leurs longueurs d'onde maximales (TAA $\approx$ 240 nm, CB $\approx$ 592 nm). Les courbes d'étalonnage ont permis de relier l'absorbance à la concentration selon la loi de Beer-Lambert. Des essais d'adsorption ont ensuite été réalisés pour évaluer l'efficacité du charbon actif dans l'élimination de ces polluants, en étudiant la cinétique d'adsorption et l'influence de différents paramètres opératoires tels que la masse de charbon, le pH et la température.

Enfin, les données expérimentales ont été modélisées à l'aide de modèles cinétiques (pseudo-premier ordre et pseudo-deuxième ordre) et d'isothermes d'adsorption, afin de comprendre le comportement des molécules adsorbées sur la surface du charbon actif. Dernièrement, la caractérisation du charbon actif a été réalisée à l'aide de techniques DRX pour le charbon vierge et IR pour comparer la structure avant et après adsorption, afin de compléter l'analyse expérimentale.

Chapitre I

Généralités sur la pollution et l'environnement

PARTIE I : Partie bibliographique

Chapitre I : Généralités sur la pollution et l'environnement

1.1. Définition de la pollution

À l'heure actuelle, la pollution représente un enjeu environnemental majeur. Elle correspond à l'altération des caractéristiques physiques, chimiques ou biologiques d'un milieu suite à l'introduction de substances solides, liquides ou gazeuses nuisibles à l'environnement. On distingue principalement trois types de pollution : la pollution de l'air, liée aux émissions industrielles et urbaines ; la pollution de l'eau, causée par le rejet de substances chimiques ou organiques ; et la pollution des sols, due à l'accumulation de déchets et de produits chimiques. Ces formes de pollution sont souvent interconnectées et peuvent entraîner des effets cumulés sur les écosystèmes et la santé humaine. La compréhension de ces phénomènes permet de développer des méthodes adaptées pour le traitement des polluants organiques persistants, tels que les colorants azoïques et les composés organosoufrés [4].

1.2. Les types de la pollution

Les activités humaines peuvent entraîner divers types de dégradation de l'environnement. Selon le milieu concerné, on distingue généralement la pollution de l'air, de l'eau et des sols. Chacune de ces pollutions provient de l'introduction dans l'environnement de substances ou de déchets qui modifient l'équilibre naturel des écosystèmes.

1.2.1. La pollution de l'air

La pollution atmosphérique se produit lorsque des gaz ou des particules sont libérés dans l'air en grandes quantités.

Ces émissions proviennent principalement des industries, du transport automobile et de certaines activités à domicile. La présence de ces polluants dans l'air peut détériorer la qualité de l'air et engager des risques pour la santé humaine ainsi que pour l'environnement [4].

1.2.2. La pollution de l'eau

La pollution des milieux aquatiques se réfère à la présence de substances indésirables dans les eaux de surface ou souterraines.

Elle peut provenir des rejets industriels, des eaux usées ménagères ou encore des pratiques agricoles. Ces substances polluantes modifient la qualité de l'eau et perturbent la vie des êtres vivants qui y habitent [4-5].

1.2.3. La pollution des sols

La pollution des sols se manifeste lorsque des substances chimiques ou des déchets s'accumulent dans le sol.

Cette situation peut découler d'activités industrielles, agricoles ou urbaines. Elle peut altérer les qualités du sol, diminuer sa fertilité et faciliter le passage de certains polluants vers les eaux souterraines [4].

Ces différents types de pollution sont souvent interconnectés, car certains polluants peuvent se déplacer d'un milieu à un autre. Étudier ces interactions est donc essentiel pour concevoir des approches efficaces de prévention et de traitement des polluants.

1.3. La pollution de l'eau

1.3.1. Définition des eaux usées

Les eaux usées ou bien eau résiduaires urbaine (ERU) sont des eaux ayant été utilisées par l'homme et dont la qualité a été modifiée par la présence de matières organiques, minérales ou chimiques. Elles proviennent de différentes activités humaines [6].et peuvent avoir des compositions variées selon leur origine.

1.3.2. Origine des eaux usées

Les eaux usées proviennent des activités humaines et sont collectées par les systèmes d'assainissement urbains avant d'être traitées ou rejetées dans l'environnement [7].

On distingue principalement trois types :

- **Eaux domestiques** : issues des habitations (cuisine, lavage, sanitaires), contenant des résidus organiques et des produits d'entretien.
- **Eaux pluviales** : provenant du ruissellement des précipitations sur les surfaces urbaines, pouvant entraîner des particules et polluants.

- **Eaux industrielles et agricoles** : provenant des activités de production, des usines ou du ruissellement des champs, et pouvant contenir des produits chimiques ou organiques.

Ces eaux nécessitent un traitement approprié avant leur rejet pour protéger l'environnement [5, 7].

Tableau 1 Types de polluants présents dans les eaux usées et leurs effets principaux

Type de polluants	Origine	Exemples	Effets principaux
Polluants organiques	Domestique	Matières fécales, graisses, protéines, glucides, lipides	Augmentation de la DBO, prolifération microbienne
Polluants inorganiques	Domestique/Industrielle	Sels minéraux, phosphates, Métaux lourds (Pb, Cd, Cr)	Eutrophisation, risques environnementaux et sanitaires
Micropolluants spécifiques	Industrielle /Agriculture	Pesticides, herbicides, fongicides, solvants organiques	Persistants dans l'environnement, nécessitent traitements spécialisés

1.4. Caractéristiques des eaux usées

Les eaux usées présentent différentes caractéristiques permettant d'évaluer leur niveau de pollution et de choisir les méthodes de traitement appropriées. Ces caractéristiques sont généralement classées en paramètres physiques, chimiques et biologiques. Ces caractéristiques varient selon l'origine des effluents, mais certains paramètres restent représentatifs des eaux résiduaires urbaines [5, 8]. L'étude de ces paramètres est importante pour la gestion sanitaire et environnementale des eaux usées [9].

1.4.1. Caractéristiques physiques

Les caractéristiques physiques représentent les premiers éléments observables dans les eaux usées.

-
- **Aspect et couleur** : les eaux usées ont souvent un aspect trouble et une coloration grisâtre ou brunâtre due à la présence de matières organiques et de particules en suspension [7].
 - **Matières en suspension (MES)** : ce sont des particules solides non dissoutes, d'origine minérale ou organique, qui peuvent influencer les procédés de décantation et de filtration [8].
 - **Température** : En général, la température des eaux usées est supérieure à celle des eaux naturelles et peut affecter la vitesse des réactions biologiques et chimiques. [5].
 - **Odeur** : les odeurs désagréables sont souvent liées à la dégradation de la matière organique qui produit des gaz comme le sulfure d'hydrogène [10].

1.4.2. Caractéristiques chimiques

Les paramètres chimiques permettent d'estimer la charge polluante des eaux usées.

- **DBO₅ (Demande biochimique en oxygène)** : représente la quantité d'oxygène nécessaire aux micro-organismes pour dégrader la matière organique biodégradable [5].
- **DCO (Demande chimique en oxygène)** : indique la quantité totale de matières oxydables présentes dans l'eau et elle est généralement supérieure à la DBO₅ [8].
- **Azote et phosphore** : ces éléments nutritifs proviennent souvent des rejets domestiques et agricoles et peuvent provoquer l'eutrophisation des milieux aquatiques [11-12].
- **pH** : le pH des eaux usées urbaines se situe généralement entre 6 et 9 [10].

Polluants spécifiques : selon l'origine des effluents, certaines eaux usées peuvent contenir des métaux lourds ou des composés chimiques particuliers [13].

1.4.3. Caractéristiques biologiques

Les eaux usées contiennent également une importante population de micro-organismes.

- **Micro-organismes indicateurs** : les coliformes totaux et *Escherichia coli* sont utilisés pour détecter la contamination fécale [5, 9]
- **Microorganismes pathogènes** : certaines bactéries, virus ou parasites présents dans les eaux usées peuvent représenter un risque pour la santé humaine [7].

-
- **Activité biologique :** la dégradation de la matière organique dépend de l'activité microbienne, et le rapport DBO₅/DCO est souvent utilisé pour évaluer la biodégradabilité des effluents [8].

1.5. Impacts environnementaux et sanitaires des eaux usées

Les eaux usées contiennent des substances organiques, chimiques et microbiennes pouvant nuire à l'environnement et à la santé humaine. Leur rejet sans traitement approprié constitue une source importante de pollution à l'échelle mondiale [14].

1.5.1. Impacts sur les milieux aquatiques

Les rejets non traités ou partiellement traités modifient les paramètres physico-chimiques de l'eau, réduisent l'oxygène dissous et perturbent les organismes benthiques, entraînant une perte de biodiversité. Certains polluants comme les métaux lourds, les hydrocarbures ou les résidus pharmaceutiques sont toxiques et peuvent provoquer la mortalité ou le déclin des espèces sensibles [15].

1.5.2. Impacts sur la santé humaine

La présence de micro-organismes pathogènes et de polluants chimiques peut causer des maladies telles que diarrhée, dysenterie, typhoïde ou gastro-entérite, surtout dans les zones où l'eau potable est rare. Les polluants émergents, comme les médicaments ou perturbateurs endocriniens, peuvent aussi entraîner des effets chroniques sur le système hormonal, les reins, ou favoriser la résistance aux antibiotiques [16].

1.5.3. Impacts sur l'environnement terrestre et les sols

L'usage des eaux usées non traitées pour l'irrigation peut contaminer les sols. Un excès de nutriments comme les nitrates perturbe l'équilibre biologique et peut polluer les nappes phréatiques. Les polluants persistants risquent de s'accumuler dans la chaîne alimentaire terrestre [14].

Cette figure montre que les eaux usées ont des impacts variés et cumulés sur les milieux aquatiques, les sols et la santé humaine, ce qui souligne l'importance d'un traitement adapté avant tout rejet ou réutilisation.

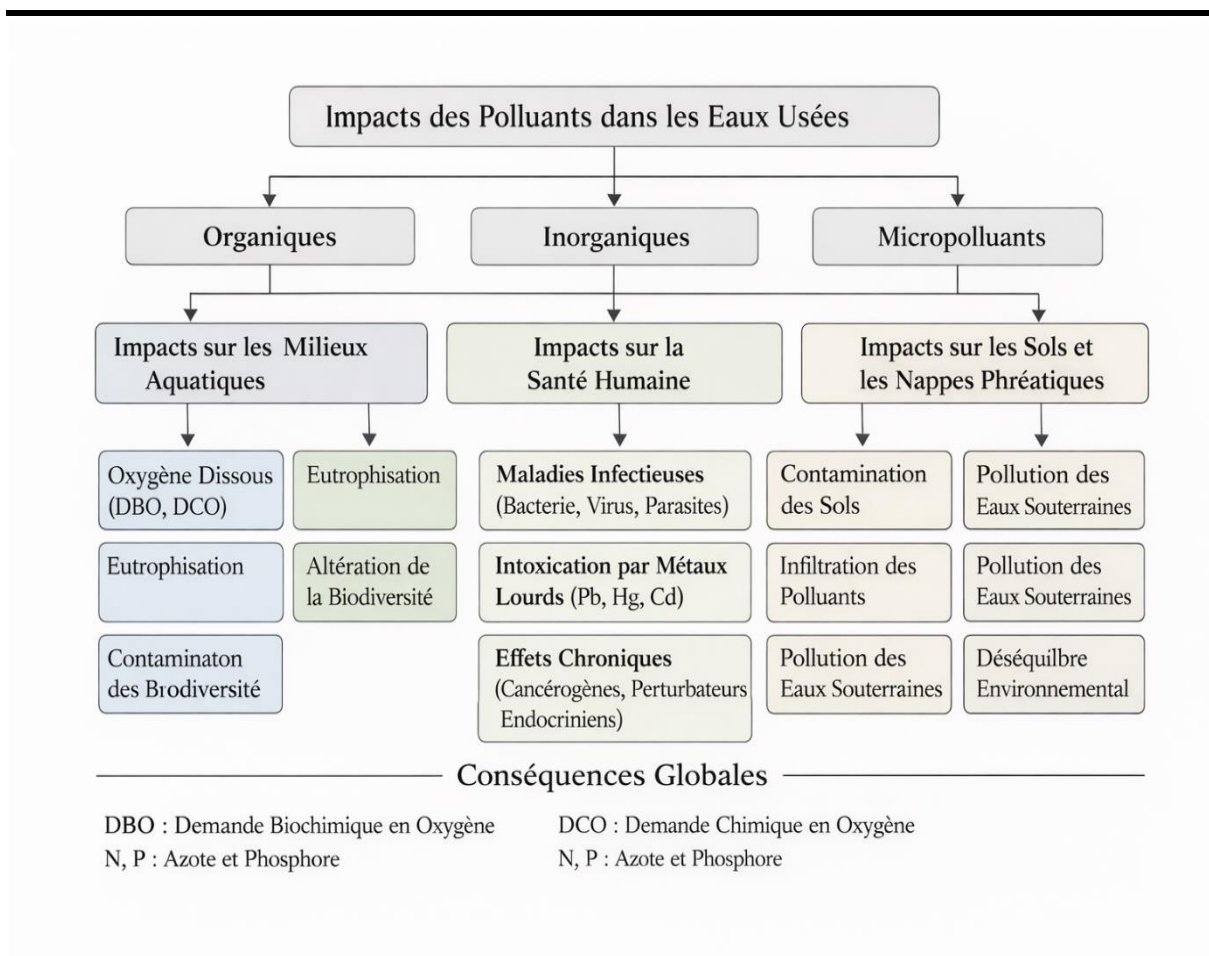


Figure 1 Impacts des eaux usées sur l'environnement et la santé humaine.

1.6. Conclusion

- Le premier Chapitre a permis de présenter les généralités sur les eaux usées, en mettant en évidence leur composition complexe, incluant des matières organiques, des nutriments et des micropolluants [5].
- L'étude des impacts de ces polluants sur les milieux aquatiques et la santé humaine souligne la nécessité de développer des procédés de traitement efficaces et adaptés [8].
- Ces éléments constituent une base essentielle pour les chapitres suivants, en particulier pour comprendre comment certains polluants organiques spécifiques, tels que les colorants et les composés organosoufrés, peuvent être retirés de l'eau par des techniques d'adsorption sur des matériaux comme le charbon actif [17-18].

Chapitre II

Caractérisation des composés organiques modèles

Chapitre II : Caractérisation des composés organiques modèles

2.1. Colorants

2.1.1. Définition et historique

Un colorant est défini comme une substance chimique capable d'absorber sélectivement certaines longueurs d'onde du spectre visible et de transmettre ou réfléchir la couleur perçue à un substrat. Sur le plan structural, la majorité des colorants sont des composés organiques insaturés possédant des systèmes aromatiques conjugués responsables de leurs propriétés chromophores. La présence de doubles liaisons conjuguées et de groupements auxochromes ($-\text{OH}$, $-\text{NH}_2$, $-\text{SO}_3\text{H}$...) favorise l'intensité et la fixation de la couleur sur différents supports [19].

Historiquement, les premières matières colorantes étaient d'origine naturelle, extraites de sources végétales telles que la garance (*Rubia tinctorum*), l'indigo (*Indigofera tinctoria*) ou la gaude, ainsi que de sources animales comme le carmin obtenu à partir de la cochenille. Toutefois, avec le développement de la chimie organique au XIX^e siècle et la synthèse de la mauvéine par Perkin en 1856, l'industrie des colorants s'est orientée vers la production de colorants synthétiques dérivés principalement des hydrocarbures aromatiques issus du goudron de houille. À l'heure actuelle, la quasi-totalité des colorants industriels utilisés dans les secteurs textile, alimentaire et pharmaceutique sont d'origine synthétique [20].

2.1.2. Types de colorants

Les colorants peuvent être classés selon plusieurs critères scientifiques : leur origine, leur structure chimique et leur mode d'application.

2.1.2.1. Classification selon l'origine

On distingue :

➤ Colorants naturels

D'origine végétale (indigo, garance), animale (carmin) ou minérale. [21].

➤ Colorants synthétiques

Majoritairement dérivés de composés aromatiques issus de la pétrochimie ou du goudron de houille. Ils représentent aujourd'hui la quasi-totalité des colorants industriels. [22-23].

2.1.2.2. Classification selon la structure chimique

Il s'agit de la classification la plus utilisée en chimie des colorants : [20].

Colorants azoïques ($-N=N-$) : les plus répandus dans l'industrie textile.

- Colorants anthraquinoniques
- Colorants triphénylméthaniques
- Colorants xanthéniques
- Colorants indigoïdes
- Colorants phtalocyanines

2.1.2.3. Classification selon le mode d'application

Dans le domaine textile et environnemental : [2].

- Colorants acides
- Colorants basiques (cationiques)
- Colorants directs
- Colorants réactifs
- Colorants dispersés
- Colorants au soufre

2.2. Composant organique : Chlorazol Black

2.2.1. Structure chimique et fiche technique

2.2.1.1. Structure chimique

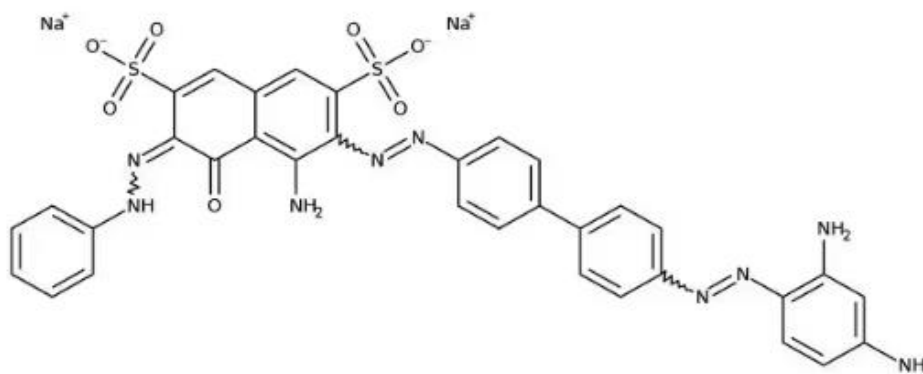


Figure 2 Structure chimique de Chlorazol Black

Le Chlorazol Black est un colorant azoïque polyaromatique utilisé comme modèle dans les études d'adsorption pour le traitement des eaux usées. Les caractéristiques structurales décrites pour les colorants azoïques en général incluant des liaisons azo ($-N=N-$), des cycles aromatiques conjugués, des groupements sulfonates ($-SO_3^- Na^+$) et des groupements amides ($-CONH_2$) — s'appliquent à Chlorazol Black en tant qu'exemple représentatif. Ces propriétés lui confèrent une couleur intense, une solubilité en milieu aqueux et la capacité d'interagir efficacement avec le charbon actif via des interactions $\pi-\pi$, électrostatiques et liaisons hydrogène, essentielles pour l'efficacité du procédé d'adsorption. [17, 20].

2.2.1.2. Fiche technique

Les informations principales sur le Chlorazol Black sont présentées dans le tableau ci-dessous

Tableau 2 Fiche technique de Chlorazol Black

Apparence (Couleur)	Brun foncé à noir
Apparence (Forme)	Poudre cristalline
Spectre infrarouge	Conforme
Nom IUPAC	disodium; 4-amino-3-[[4-[(2,4-diaminophényl)diazényl]phényl]phényl]diazényl-5-oxo-6-(phénylhydrazinylidène)-naphthalène-2,7-disulfonate
Formule Moléculaire	C ₃₄ H ₂₅ N ₉ Na ₂ O ₇ S ₂
	

2.2.2. Propriétés physico-chimiques du Chlorazol Black

Le Chlorazol Black (C.I. Direct Black 38) est un colorant azoïque anionique dont les propriétés physico-chimiques influencent fortement son comportement en solution aqueuse et son interaction avec le charbon actif.

2.2.2.1. Solubilité et nature ionique

Le Chlorazol Black est hautement soluble dans l'eau en raison de la présence de groupements sulfonates ($-\text{SO}_3^-\text{Na}^+$) qui lui confèrent un caractère hydrophile et anionique [24]. Cette nature ionique favorise sa dispersion dans les effluents textiles et explique sa mobilité dans les milieux aquatiques.

Le caractère anionique du colorant conditionne également les mécanismes d'adsorption, notamment les interactions électrostatiques dépendantes du pH de la solution.

2.2.2.2. Masse molaire et structure conjuguée

Le colorant possède une masse molaire d'environ $781 \text{ g}\cdot\text{mol}^{-1}$ et une structure polyaromatique comportant plusieurs noyaux benzéniques reliés par des groupements azo ($-\text{N}=\text{N}-$). Cette conjugaison étendue assure une forte délocalisation électronique responsable de la stabilité chimique et de l'intensité de la coloration [20].

La structure aromatique favorise les interactions $\pi-\pi$ avec la surface graphitique du charbon actif, mécanisme fréquemment impliqué dans l'adsorption des colorants azoïques.

2.2.2.3. Propriétés spectrophotométriques ($\lambda \text{ max}$)

Le maximum d'absorbance ($\lambda \text{ max}$) de Chlorazol Black est observé autour de 578 nm. [25].

Cette absorption correspond aux transitions électroniques $\pi \rightarrow \pi^*$ du système azo conjugué.

La détermination expérimentale de la concentration résiduelle du colorant lors des essais d'adsorption s'effectue par spectrophotométrie UV-Visible à cette longueur d'onde, conformément à la loi de Beer-Lambert.

2.2.2.4. Stabilité chimique

Les colorants azoïques présentent une stabilité relativement élevée en conditions neutres et aérobies, ce qui explique leur persistance dans les effluents industriels [2].

Toutefois, en conditions réductrices, la rupture de la liaison azo peut conduire à la formation d'amines aromatiques.

2.2.2.5. Biodégradabilité

Les colorants azoïques synthétiques sont généralement peu biodégradables dans les procédés biologiques conventionnels en raison de leur structure aromatique complexe et de leur stabilité chimique [26].

Cette faible biodégradabilité justifie le recours à des procédés physico-chimiques tels que l'adsorption sur charbon actif pour leur élimination efficace.

2.2.3. Toxicité et impact environnemental

2.2.3.1. Toxicité

Le Chlorazol Black, comme beaucoup de colorants azoïques, présente des risques pour l'environnement et la santé humaine en raison de sa stabilité chimique et de sa persistance dans les milieux aqueux.

➤ **Toxicité pour les organismes aquatiques**

Les colorants azoïques peuvent inhiber la photosynthèse des algues et perturber le développement des organismes aquatiques. Des études ont montré que l'exposition au Chlorazol Black entraîne une toxicité modérée à forte sur les micro-organismes et les invertébrés d'eau douce [2, 26].

➤ **Effets sur la santé humaine**

Bien que les études sur le Chlorazol Black soient limitées, les colorants azoïques similaires peuvent se décomposer en amines aromatiques, certaines étant potentiellement cancérogènes ou mutagènes [2, 20].

➤ **Persistance et biodégradabilité**

Ce colorant est peu biodégradable en traitement biologique conventionnel, ce qui favorise son accumulation dans les eaux usées et les sédiments [26].

2.2.3.2. Impact environnemental global

La présence de Chlorazol Black dans les effluents textiles contribue à la coloration persistante des cours d'eau, à l'eutrophisation indirecte et à la perturbation de la biodiversité aquatique [5].

2.2.4. Comportement en solution aqueuse

Le Chlorazol Black, en tant que colorant azoïque anionique, présente un comportement particulier en solution aqueuse qui influence directement son élimination par adsorption sur des matériaux comme le charbon actif ou des adsorbants modifiés.

- **Solubilité et dissociation :** Le colorant est hautement soluble dans l'eau grâce à ses groupements sulfonates ($-\text{SO}_3^-\text{Na}^+$). En solution, il se dissocie en ions, ce qui le rend anionique et sensible au pH et à la charge de surface des adsorbants [17].

- **Stabilité en solution** : Le Chlorazol Black reste chimiquement stable en conditions neutres et légèrement acides, mais peut subir une dégradation partielle sous rayonnement UV ou en présence d'oxydants puissants [27].
- **Interactions chimiques** : En solution, le colorant peut établir des liaisons hydrogène et des interactions électrostatiques avec les surfaces adsorbantes, favorisant son adsorption sur des supports comme le charbon actif ou des résines modifiées [28-29].
- **Comportement spectrophotométrique** : Le Chlorazol Black présente un maximum d'absorbance (λ_{max}) autour de 550 nm, utilisé pour le suivi analytique de sa concentration lors des expériences d'adsorption [17].
- **Effet du pH et de la force ionique** : Le pH de la solution joue un rôle crucial sur la charge du colorant et, par conséquent, sur l'efficacité de l'adsorption. Par ailleurs, la présence d'ions concurrents dans la solution peut modifier les interactions électrostatiques entre le colorant et les sites disponibles sur l'adsorbant [30].

2.3. Composant organosoufré : Thioacétamide

2.3.1. Structure chimique et fiche technique

2.3.1.1. Structure chimique

Le Thioacétamide (CH_3CSNH_2) est un composé organosoufré caractérisé par la présence d'un groupement thioamide ($-\text{CSNH}_2$) lié à un groupe méthyle. Cette structure est l'analogue soufré de l'acétamide et est responsable de la réactivité chimique du TAA, notamment de sa capacité à libérer du sulfure d'hydrogène en solution aqueuse et à interagir avec les surfaces adsorbantes lors des procédés d'adsorption [31].

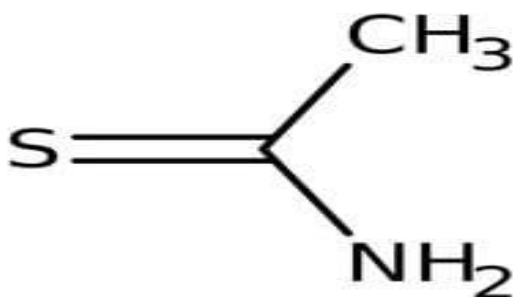


Figure 3 Structure chimique de Thioacétamide

2.3.1.2. Fiche technique

Les informations principales sur le Thioacétamide sont présentées dans le tableau ci-dessous.

Tableau 3 Fiche technique de Thioacétamide

Point de fusion	112.0°C à 114.0°C
Couleur	Blanc à beige
Densité	1.3700g/mL
Formule linéaire	CH ₃ CSNH ₂
Poids moléculaire	75.13(g/mol)
	

2.3.2. Propriétés physico-chimiques

Le Thioacétamide (**TAA**) est un composé organosoufré dont les propriétés physico-chimiques déterminent son comportement en solution et son intérêt comme polluant modèle pour les études d'adsorption.

2.3.2.1. Aspect physique

Cristaux blancs à beige clair, facilement manipulables et solubles en solution aqueuse [32].

2.3.2.2. Solubilité

Très soluble dans l'eau (~163 g/L à 25 °C), ce qui permet d'obtenir des solutions homogènes pour les études expérimentales [32].

2.3.2.3. Point de fusion

108–112 °C, indiquant une stabilité thermique modérée.

2.3.2.4. Stabilité en solution

Stable en solution neutre, mais hydrolyse lente en milieu acide ou basique avec libération de sulfure d'hydrogène (H₂S) et formation d'acétamide [32].

2.3.2.5. Propriétés spectrophotométriques

Plusieurs maxima d'absorbance en UV, notamment $\lambda_{\text{max}} \approx 210, 261$ et 318 nm, utilisés pour le suivi analytique de sa concentration lors des expériences d'adsorption. Et pour [33].

Détermine $\lambda_{\text{max}} \approx 242$ nm.

2.3.2.6. Réactivité chimique

Le groupement thioamide (-CSNH₂) est responsable de la réactivité du TAA, notamment dans la génération d'ions sulfure et la formation de complexes avec des métaux ou surfaces adsorbants [34].

2.3.3. Risques toxiques et environnementaux

Le Thioacétamide (**TAA**) est un agent hépatotoxique puissant, largement utilisé pour étudier les mécanismes de toxicité hépatique chez les animaux expérimentaux.

Des études expérimentales ont montré que **TAA** provoque des lésions hépatiques aiguës, incluant nécrose et altération des enzymes hépatiques, et des effets chroniques tels que fibrose ou cirrhose après administration répétée [18]. Ces effets s'expliquent par l'activation du stress oxydatif, la fragmentation de l'ADN et l'inflammation hépatique [35-36].

Au niveau moléculaire, **TAA** inhibe la voie de signalisation JAK/STAT, un mécanisme impliqué dans la régulation de la survie et de la prolifération cellulaire. Cette inhibition favorise l'apoptose et la fibrose hépatique, expliquant la toxicité cellulaire profonde observée dans les modèles animaux [37].

En milieu aquatique, **TAA** présente une toxicité modérée pour les organismes aquatiques, affectant poissons et invertébrés à des concentrations élevées. Sa persistance environnementale est notable : sa solubilité en eau et sa faible biodégradabilité favorisent sa

présence prolongée dans les systèmes de traitement des eaux usées, posant un risque pour les sols et les nappes phréatiques [38-39].

Enfin, bien que le potentiel de bioaccumulation soit faible, l'exposition répétée peut entraîner des effets toxiques aigus ou chroniques sur la faune et la flore aquatiques [40].

2.4. Intérêt de l'utilisation combinée de Chlorazol Black et Thioacetamide comme polluants modèles

L'association de Chlorazol Black, un colorant azoïque organique, et de Thioacétamide (TAA), un composé organosoufré, comme polluants modèles dans les études d'adsorption sur charbon actif présente plusieurs avantages :

- **Représentation de différents types de polluants :** Chlorazol Black illustre les colorants azoïques persistants, fréquents dans les rejets industriels textiles, tandis que TAA représente les composés organosoufrés toxiques présents dans certains effluents chimiques. Cette combinaison permet de tester la capacité du charbon actif à adsorber des molécules de structures et de propriétés physico-chimiques très différentes [17-18].
- **Étude de mécanismes variés d'interaction :** La structure aromatique et les groupes fonctionnels de Chlorazol Black favorisent les interactions π - π et électrostatiques, alors que TAA interagit surtout par liaisons hydrogène et Van der Waals. L'utilisation combinée permet donc d'évaluer l'efficacité du charbon actif pour différents types de mécanismes d'adsorption [37-38].
- **Standardisation et reproductibilité :** L'emploi simultané des deux polluants modèles offre un modèle expérimental complet, capable de simuler la complexité des eaux usées industrielles et d'obtenir des résultats comparables et fiables dans les études de traitement et de toxicité environnementale [39].
- **Évaluation des impacts environnementaux combinés :** L'utilisation des deux composés permet également d'étudier de manière intégrée leurs effets sur la faune et la flore aquatiques, ainsi que sur les paramètres physico-chimiques des eaux, simulant plus fidèlement les situations réelles de pollution multiple [20, 40].

Ainsi, la combinaison de **CB** et **TAA** constitue un modèle expérimental robuste et représentatif pour les études de dépollution par adsorption sur charbon actif et pour l'évaluation des risques environnementaux associés aux polluants organiques divers.

2.5. Conclusion

- Le Chapitre 2 a détaillé les propriétés chimiques, physico-chimiques et la toxicité de Chlorazol Black et du Thioacétamide, en expliquant leur pertinence comme polluants modèles [17, 37].
- L'analyse de ces deux composés montre leur diversité structurale et leurs mécanismes d'interaction variés, illustrant les défis rencontrés dans la dépollution des eaux usées [18, 38].
- Cette étude met en lumière la nécessité d'utiliser des matériaux adsorbants performants, comme le charbon actif, pour étudier et optimiser les processus d'élimination des polluants organiques [39]. Le chapitre suivant se concentrera donc sur l'adsorption sur charbon actif, en examinant ses propriétés, mécanismes et efficacité vis-à-vis de ces composés modèles.

Chapitre III

Charbon actif et phénomène d'adsorption

Chapitre III : Charbon actif et phénomène d'adsorption

3.1 Charbon actif

3.1.1 Définition et caractéristiques générales

Le charbon actif est un matériau carboné hautement microporeux, caractérisé par une surface spécifique extrêmement élevée, pouvant atteindre plusieurs centaines de mètres carrés par gramme. Cette porosité confère au charbon actif une capacité remarquable à retenir et concentrer des molécules organiques et inorganiques à sa surface par adsorption. Sa structure et ses propriétés font de lui un adsorbant privilégié dans le traitement des eaux usées industrielles et dans la purification de solutions contaminées, particulièrement pour les colorants aromatiques et composés soufrés [41].

3.1.2 Origine et matières premières

Le charbon actif peut être produit à partir de différentes matières premières riches en carbone, telles que le bois, la coque de noix de coco, la tourbe, le charbon minéral ou même certains résidus agricoles. Le choix de la matière première influence directement la structure poreuse, la surface spécifique et l'efficacité de l'adsorption. Par exemple, les coques de noix de coco produisent un charbon à forte proportion de micropores, idéal pour l'adsorption des petites molécules, tandis que le bois génère davantage de mésopores, adapté aux molécules plus volumineuses [42].

Cette diversité de sources permet d'adapter le charbon actif aux différents types de polluants rencontrés dans le traitement des eaux et dans l'industrie chimique.

3.1.3 Méthodes de préparation et activation

Le charbon actif doit être préparé et activé à partir de matières premières carbonées afin de développer sa porosité, sa surface spécifique et ses sites actifs [41].

3.1.3.1 Activation physique

La carbonisation à haute température (700–1000 °C) sous atmosphère inerte suivie d'une exposition à vapeur d'eau ou CO₂ permet de créer des micropores et d'augmenter considérablement la surface spécifique du charbon actif, ce qui améliore son efficacité pour l'adsorption des colorants et autres molécules organiques [41].

Cette méthode produit un charbon mécaniquement stable, adapté aux colonnes filtrantes et aux processus de régénération.

3.1.3.2 Activation chimique

L'activation chimique consiste à imprégner la matière première avec des agents chimiques tels que l'acide phosphorique, KOH ou hydroxydes métalliques, avant ou pendant la carbonisation [43].

Cette méthode, réalisée à des températures plus basses (400–700 °C), permet de développer une porosité plus régulière et contrôlée, et d'introduire des groupes fonctionnels à la surface, ce qui augmente la capacité d'adsorption chimique [44].

Le choix de l'agent chimique influence directement la taille des pores et la répartition micropores/mésopores, permettant d'adapter le charbon actif au type de polluant ciblé [43].

3.1.4 Types de charbon actif

Le charbon actif peut être classé selon sa forme physique et sa granulométrie, ce qui influence directement son efficacité pour l'adsorption des polluants, sa régénération et ses applications industrielles [41].

Les différentes formes du charbon actif selon leurs applications, les charbons actifs sont disponibles soit en poudre, soit sous forme de fibres [45].

3.1.4.1 Charbon actif en poudre (PAC – Powdered Activated Carbon)

Le PAC se compose de particules très fines (<100 µm) offrant une surface spécifique élevée [3]. **[Figure4]**

➤ Avantages :

Adsorption rapide des polluants dissous, grâce à la grande surface spécifique.

Idéal pour les traitements ponctuels ou en mode discontinu, où un contact rapide est nécessaire [44].

➤ Inconvénients :

Difficulté de séparation après traitement, nécessitant souvent filtration ou décantation.

Perte de matière possible pendant le processus de traitement.

Non adapté aux systèmes de filtration continus sans support mécanique [41].

➤ **Applications :**

Élimination des colorants solubles, composés aromatiques et micropolluants dans les eaux industrielles et municipales [44].



Figure 4 Charbon actif en poudre (PAC).

3.1.4.2 Charbon actif granulé (GAC – Granular Activated Carbon)

Le GAC est constitué de granules plus grosses (0,2–5 mm), présentant une combinaison de micropores et mésopores adaptées aux colonnes filtrantes [41]. **[Figure 5]**

➤ **Avantages :**

Régénérable et durable, avec faible perte de matière.

Adapté aux systèmes de traitement continus.

Distribution de pores plus uniforme permettant l'adsorption de molécules de tailles variées [3].

➤ **Inconvénients :**

Moins rapide que le PAC pour les réactions de batch.

Peut nécessiter un prétraitement pour éviter l'encrassement dans les eaux chargées en matières en suspension [43].

➤ **Applications :**

Filtration de l'eau potable, traitement des eaux industrielles, élimination de solvants organiques et colorants.



Figure 5 Charbon actif granulé (GAC)

3.1.4.3 Charbon actif extrudé (Extruded/Extrudé Carbon)

Le charbon extrudé se présente sous forme cylindrique compacte, offrant une résistance mécanique élevée et une distribution homogène des pores [44]. **[Figure 6]**

➤ **Avantages :**

Faible abrasion, adapté aux colonnes sous pression.

Homogénéité des pores pour une adsorption efficace à débit élevé.

Durable et résistant aux cycles de régénération [41].

➤ **Inconvénients :**

Surface spécifique légèrement plus faible que le PAC, donc moins efficace pour les petites molécules.

Fabrication plus complexe et coûteuse.

- **Applications :** Adsorption de solvants organiques volatils, purification des gaz et des vapeurs, traitement des eaux industrielles complexes.



Figure 6 Charbon actif extrudé

3.1.5. Propriétés physico-chimiques

3.1.5.1. Surface spécifique

La surface spécifique représente la surface totale disponible pour l'adsorption par unité de masse de charbon actif. Elle est généralement déterminée par la méthode BET (Brunauer-Emmett-Teller) utilisant l'adsorption de gaz, et peut atteindre plusieurs centaines à quelques milliers de m^2/g selon la matière première et le procédé d'activation [41].

Une surface spécifique élevée augmente la capacité d'adsorption des molécules organiques, car plus de sites actifs sont disponibles. Les charbons activés issus de matières premières comme le bois ou le noyau d'olive peuvent atteindre $1000\text{--}2500 \text{ m}^2/\text{g}$, offrant une forte affinité pour les colorants [46].

3.1.5.2. Porosité

La porosité décrit la distribution et le volume des pores dans le charbon actif, classés en micropores (<2 nm), mésopores (2–50 nm) et macropores (>50 nm).

- **Micropores** : fixation des petites molécules
- **Mésopores** : transport des molécules vers les micropores
- **Macropores** : canaux facilitant la diffusion

Une distribution optimale des pores améliore l'adsorption des colorants organiques et l'accès aux sites actifs [46-47].

3.1.5.3. Charge de surface et point isoélectrique

La surface du charbon actif comporte divers groupements fonctionnels oxygénés (carboxyles, hydroxyles, carbonyles) issus du procédé d'activation. Ces fonctions confèrent au matériau une charge de surface dépendante du pH du milieu.

Le point de charge nulle (pHPZC) correspond au pH pour lequel la surface du charbon ne présente pas de charge nette.

- Si $\text{pH} < \text{pHPZC}$ → surface chargée positivement
- Si $\text{pH} > \text{pHPZC}$ → surface chargée négativement

Ce paramètre est déterminant dans l'adsorption des colorants ioniques, car les interactions électrostatiques influencent fortement l'efficacité du procédé

3.1.6. Applications industrielles et environnementales

Le charbon actif est largement utilisé dans :

- Le traitement des eaux potables et usées
- L'élimination des colorants textiles
- La purification des gaz
- L'industrie pharmaceutique
- L'industrie agroalimentaire

Dans le domaine environnemental, il constitue l'un des adsorbants les plus performants pour l'élimination des micropolluants organiques grâce à sa surface développée et sa stabilité chimique, donc leur porosité, leur vaste domaine d'application et leur coût font des charbons actifs les adsorbants les plus répandus [48].

3.2. Phénomène d'adsorption

3.2.1. Définition et principe général

L'adsorption est un mécanisme au cours duquel des molécules présentes dans un liquide se fixent progressivement à la surface d'un matériau solide appelé adsorbant. Ce transfert se fait grâce à différentes interactions physiques ou chimiques entre le soluté et la surface du solide. Avec le temps, les molécules occupent les sites actifs disponibles jusqu'à atteindre un état d'équilibre, où la quantité adsorbée devient stable [49].

Ce procédé est très utilisé dans le traitement des eaux, notamment pour éliminer des polluants organiques issus des rejets industriels et domestiques comme les colorants textiles, les pesticides ou d'autres composés organiques. L'adsorption est appréciée pour sa mise en œuvre relativement simple, son efficacité élevée et le fait qu'elle génère peu de sous-produits indésirables par rapport à certaines méthodes chimiques ou biologiques [50-51].

3.2.2. Mécanismes d'interaction

L'adsorption peut se produire selon différents mécanismes. Elle peut résulter d'interactions physiques faibles, de liaisons chimiques plus fortes, ou parfois d'une combinaison des deux [52].

3.2.2.1. Physisorption

La physisorption correspond à une fixation des molécules sur la surface d'un solide grâce à des forces de faible énergie, généralement inférieures à 40 kJ/mol. Il s'agit principalement de forces de Van der Waals, comme les interactions de dispersion ou dipôle-dipôle.

Ce phénomène est en général réversible, car il n'implique pas de transformation chimique des molécules adsorbées. Son efficacité dépend fortement de la surface spécifique et de la porosité de l'adsorbant : plus la surface disponible est importante, plus la quantité adsorbée peut être élevée [53].

Ce mécanisme est fréquemment observé lors de l'utilisation du charbon actif pour éliminer les colorants et autres polluants organiques présents dans l'eau. La structure poreuse du matériau favorise l'accumulation des molécules par interactions physiques [54-55]. Des travaux ont également montré que l'adsorption de colorants textiles sur un

charbon activé issu de noyaux d'olive s'explique principalement par ce type d'interactions [45].

3.2.2.2. Chémisorption

La chémisorption se distingue par la formation de liaisons chimiques entre l'adsorbat et la surface de l'adsorbant. L'énergie d'interaction est plus élevée (souvent supérieure à 40 kJ/mol) et le processus est généralement moins réversible que la physisorption.

Ce type d'adsorption dépend fortement de la nature chimique des deux parties en contact, car il nécessite la présence de sites actifs capables de réagir avec les molécules adsorbées. Dans certains cas, une énergie d'activation peut être nécessaire pour initier la réaction [54-55].

Dans le domaine du traitement des eaux, la chémisorption intervient lorsque des groupements fonctionnels présents à la surface du charbon actif réagissent avec certains polluants, assurant ainsi une fixation plus spécifique et plus stable [56].

Le tableau 4 présente les principales différences entre l'adsorption physique et l'adsorption chimique

Tableau 4 la différence entre adsorption chimique et adsorption physique

Propriétés	Adsorption physique	Adsorption chimique
Température du Processus	Basse à la Température d'ébullition de l'adsorbât	Elevée
Chaleur d'adsorption	De 1 à 10 kcal/mol	Supérieur à 10 kcal/mol
Liaison	Physique de Van Der Waals	Chimique
Désorption	Facile	Difficile
Cinétique	Rapide	Lente
Formation de couches	Multicouches	Monocouches
Spécificité	Non spécifique	Spécifique

3.2.3. Facteurs influençant l'adsorption

L'efficacité de l'adsorption dépend de plusieurs paramètres physico-chimiques et conditions opératoires. Ces facteurs influencent directement la quantité de polluant retenue par le charbon actif ainsi que la rapidité du processus.

➤ **pH de la solution**

Le pH joue un rôle essentiel car il modifie à la fois la charge de la surface du charbon actif et l'état d'ionisation des polluants. Lorsque le pH est inférieur au pHPZC, la surface du charbon est globalement positive, ce qui favorise l'attraction des espèces chargées négativement. À l'inverse, si le pH dépasse le pHPZC, la surface devient négative et l'adsorption des espèces cationiques est facilitée [44].

➤ **Température**

L'effet de la température dépend de la nature du phénomène. Dans un processus exothermique, une augmentation de température peut diminuer la quantité adsorbée. En revanche, pour un phénomène endothermique, elle peut l'améliorer. Une température plus élevée favorise généralement la diffusion des molécules vers la surface, mais peut aussi réduire la stabilité de leur fixation [57].

➤ **Concentration initiale du polluant**

Une concentration plus importante crée un gradient plus élevé entre la solution et la surface du solide, ce qui accélère le transfert des molécules vers les sites actifs. Cependant, si la concentration est trop élevée, les sites disponibles peuvent être saturés rapidement [58].

➤ **Surface spécifique et porosité du charbon actif**

La performance d'un charbon actif dépend fortement de sa surface spécifique et de sa structure poreuse. Plus la surface disponible est grande, plus le nombre de sites d'adsorption est important. Certains charbons préparés à partir de bois, de coques de noix ou de noyaux d'olive peuvent atteindre des surfaces très élevées, ce qui explique leur forte capacité d'adsorption [46].

➤ **Agitation**

L'agitation améliore le contact entre le polluant et l'adsorbant. Elle réduit la résistance au transfert de matière autour des particules et permet d'accélérer l'adsorption en limitant les effets de diffusion externe [53].

3.2.4. Cinétique d'adsorption

La cinétique d'adsorption décrit la vitesse à laquelle les polluants sont retirés de la solution par le charbon actif. Elle permet de connaître le temps nécessaire pour atteindre l'équilibre, qui dépend de la nature de l'adsorbant, de la concentration initiale, du pH, de la température et de l'agitation [59].

La capacité d'adsorption à un instant t , notée q_t (mg/g ou mol/g), est calculée à partir du bilan de masse :

$$q_t = \frac{((C_0 - C_t) * V)}{m}$$

Où

C_0 : Est la concentration initiale

C_t : La concentration à l'instant

V : Le volume de solution

m : La masse d'adsorbant.

Cette approche permet de suivre l'évolution de l'adsorption dans le temps et de déterminer les paramètres cinétiques du système, utiles pour optimiser le traitement des eaux [59-60].

3.2.5. Modèles cinétiques d'adsorption

L'adsorption des polluants sur des matériaux comme le charbon actif peut être étudiée à travers différents modèles cinétiques qui permettent de comprendre la vitesse et le mécanisme du processus. Parmi les modèles les plus couramment employés pour décrire la cinétique d'adsorption, on retrouve modèle pseudo-premier ordre et le modèle pseudo-second ordre.

3.2.5.1. Modèle pseudo-premier ordre

Le modèle pseudo-premier ordre, suppose que la vitesse d'adsorption est proportionnelle à la différence entre la capacité maximale d'adsorption de l'adsorbant et la quantité adsorbée à un instant $t(q_t)$ [60]. Mathématiquement, il s'exprime par :

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

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

3.2.5.2. Modèle pseudo-second ordre

Le modèle pseudo-second ordre a été développé pour mieux représenter des systèmes où l'adsorption est fortement influencée par des interactions chimiques entre le polluant et l'adsorbant [59]. La vitesse d'adsorption est proportionnelle au carré de la différence entre q_e et q_t

$$\frac{dq_t}{dt} = k_2 * (q_e - q_t)^2$$

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

3.2.6. Application et comparaison des modèles

Dans de nombreuses études sur l'élimination des colorants et autres composés organiques, la cinétique pseudo-second ordre a montré une meilleure adéquation aux données expérimentales par rapport au modèle pseudo-premier ordre, car elle prend en compte la possibilité de réactions chimiques sur les sites actifs de l'adsorbant [45, 51]. Toutefois, le modèle pseudo-premier ordre reste utile pour une estimation rapide de la vitesse d'adsorption lorsque le mécanisme principal est physique.

3.2.7. Isothermes d'adsorption

3.2.7.1. Définition

Les isothermes d'adsorption montrent comment les molécules de polluants se répartissent entre la solution et la surface de l'adsorbant à température constante [5, 44]. Elles aident à comprendre combien de polluant peut être retenu par unité de charbon actif ou autre matériau adsorbant, ce qui est crucial pour dimensionner les traitements [8].

3.2.7.2. Types principaux d'isothermes

3.2.7.2.1. Isotherme de Langmuir

L'isotherme de Langmuir suppose que la surface de l'adsorbant est homogène et que chaque site ne peut accueillir qu'une seule molécule [44, 61]. Elle est représentée par l'équation :

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

q_e Est la quantité adsorbée à l'équilibre (mg/g)

q_{max} Capacité maximale (mg/g)

C_e La concentration du polluant restant en solution (mg/L)

K_L La constante de Langmuir (L/mg)

Cette isotherme est souvent utilisée pour le charbon actif et les colorants textiles, car elle montre bien la saturation des sites [51, 54].

3.2.7.2.2. Isotherme de Freundlich

L'isotherme de Freundlich est empirique et adaptée aux surfaces hétérogènes où la capacité d'adsorption varie selon les sites [53, 62]. Elle s'écrit

$$q_e = K_F * C_e^{\frac{1}{n}}$$

Avec K_F et $C_e^{\frac{1}{n}}$ des constantes liées à la capacité et l'intensité de l'adsorption. Elle est utilisée pour de nombreux polluants organiques et colorants sur des matériaux naturels comme le charbon issu de noyaux d'olive ou de coques de noix [45-46].

Les isothermes servent à déterminer quel adsorbant est le plus efficace et à ajuster les conditions expérimentales telles que le pH, la température ou la concentration initiale du polluant [44]. Le choix entre les modèles de Langmuir et de Freundlich dépend de la structure de l'adsorbant et de la façon dont ses sites actifs sont répartis sur la surface.

3.2.7.2.3. Isotherme de temkin

Le modèle de Temkin considère que les interactions entre l'adsorbant et l'adsorbat influencent le processus d'adsorption, en supposant que la chaleur d'adsorption diminue

Progressivement avec l'occupation des sites actifs [63]. Ce modèle est généralement exprimé sous la forme

$$q_e = B \ln A + B \ln C_e$$

Où $B = \frac{RT}{b}$, A représente la constante de Temkin liée à l'équilibre, et b est associé à l'énergie d'adsorption. Le tracé de q_e en fonction de $\ln C_e$ permet de déterminer les constantes caractéristiques du système.

3.2.7.2.4. Isotherme de Dubinin–Radushkevich (D–R)

Le modèle de Dubinin–Radushkevich est utilisé pour décrire l'adsorption sur des surfaces hétérogènes et permet d'estimer la nature physique ou chimique du processus sans supposer une homogénéité du matériau [64]. Il est donné par l'expression :

$$\ln(q_e) = \ln(q_m) - \beta \varepsilon^2$$

Avec :

$$\varepsilon = RT \ln \left(1 + \frac{1}{C_e} \right)$$

Où q_m correspond à la capacité maximale d'adsorption et ε est une constante liée à l'énergie d'adsorption. L'énergie moyenne d'adsorption E peut être déterminée à partir de la relation :

$$E = \frac{1}{\sqrt{2\beta}}$$

Cette énergie permet d'identifier le mécanisme d'adsorption, où des valeurs faibles indiquent une adsorption physique tandis que des valeurs plus élevées suggèrent une adsorption chimique [64].

3.3. Conclusion

- Dans ce chapitre, on a exploré l'utilisation du charbon actif pour l'adsorption des polluants, surtout les colorants textiles présents dans les eaux usées. Le charbon actif agit comme un adsorbant puissant, capable de retenir les molécules polluantes sur sa surface grâce à des interactions physiques (physisorption) ou chimiques (chimisorption) [53, 56].
- L'efficacité de l'adsorption dépend de plusieurs facteurs clés : le pH, la température, la concentration initiale du polluant, la surface spécifique et la porosité du charbon actif, ainsi que l'agitation du système [44, 46, 57]. Ces paramètres influencent la vitesse de fixation des polluants et la capacité finale de l'adsorbant.
- Pour mieux comprendre et prédire le comportement de l'adsorption, on utilise des isothermes, qui indiquent la relation entre la quantité de polluant adsorbée et sa concentration à l'équilibre. Les modèles sont Langmuir, qui suppose une adsorption monomoléculaire sur une surface homogène, et Freundlich, qui décrit l'adsorption sur une surface hétérogène avec des sites d'énergie variable [44, 52]. Le modèle de Temkin tient compte des interactions entre l'adsorbant et l'adsorbat et suppose une diminution linéaire de la chaleur d'adsorption avec le recouvrement de la surface [63]. Par ailleurs, le modèle de Dubinin–Radushkevich permet de caractériser la nature du mécanisme d'adsorption (physique ou chimique) sans supposer l'homogénéité de la surface [64]. Ces isothermes permettent de choisir le type de charbon actif et d'optimiser les conditions expérimentales pour maximiser la décontamination.
- En résumé, ce chapitre montre que la compréhension des mécanismes d'adsorption et des isothermes est essentielle pour utiliser efficacement le charbon actif dans le traitement des eaux polluées, réduisant ainsi l'impact environnemental et améliorant la qualité de l'eau [49-50].

PARTIE II

Partie expérimentale

Chapitre IV

Matériel et Méthodes

Chapitre IV : Matériel et Méthodes

4.1. Objectifs

- Déterminer les courbes d'étalonnage et λ max du Chlorazol Black et du Thioacétamide par spectrophotométrie UV-Visible.
- Étudier la cinétique d'adsorption de ces composés sur le charbon actif en appliquant les modèles de pseudo-premier et pseudo-deuxième ordre.
- Évaluer l'influence du temps, de la masse de l'adsorbant, du pH et de la température, et analyser l'équilibre d'adsorption avec les différents isothermes
- Caractériser le charbon actif vierge par diffraction des rayons X (XRD) et le charbon actif avant et après adsorption par spectroscopie infrarouge (FTIR).

4.2. Matériel, produits et instruments

Tableau 5 produits et matériels utilisés

Produits	Thioacétamide , chlorazol black , eau distillée ,charbon actif
Matériels	Béchers ,pipettes, fioles jaugées , papier filtre ,erlenmeyers, entonnoirs
Instruments	Etuve , balance , agitateur magnétique , spectrophotomètre UV-VIS , PH-mètre , bain marie , thermostat , Spectrophotomètre infrarouge (FTIR) ,diffractomètre à rayons X

4.3. Préparation des polluants :

4.3.1. Préparation des solutions mères

- **Thioacétamide** : Dissoudre 0,1 g dans 100 mL d'eau distillée → solution mère 1000 mg/L



Figure 7 solution mère de Thioacétamide 1000 mg/L

- **Chlorazol Black :** Dissoudre 0,1 g dans 100 mL d'eau distillée → solution mère 1000 mg/L



Figure 8 solution mère de Chlorazol Black 1000 mg/L

4.3.2. Préparation des solutions étalons

La préparation des solutions étalons a été réalisée selon les méthodes classiques de chimie analytique pour générer une gamme de concentrations appropriée à la construction de la courbe d'étalonnage [65].

- Diluer les solutions mères pour obtenir : 5, 10, 15, 20, 25, 30 mg/L.
- Agiter chaque solution pour assurer une dissolution complète.
- Filtrer les solutions à l'aide de papier filtre pour éliminer les particules.
- Stocker les solutions mères à l'abri de la lumière et utiliser les solutions étalons le jour même.

4.3.3. Mesure du λ_{max}

- Pour chaque colorant, mesurer le spectre UV-Vis entre 200 et 800 nm.
- Déterminer le λ_{max} correspondant à l'absorbance maximale :

Thioacétamide : λ_{max} théorique ≈ 242 nm [65].

Chlorazol Black : λ_{max} théorique ≈ 578 nm [25].



Figure 9 Mesure de la longueur d'onde maximale λ_{max} spectrophotométrie UV-Vis

4.3.4. Courbes d'étalonnage

- Mesurer l'absorbance de chaque solution étalon au λ max correspondant.
- Tracer Absorbance (A) vs Concentration (mg/L) pour chaque colorant.
- Ajuster une droite de régression pour déterminer la relation entre A et C.

Loi de Beer-Lambert :

La relation entre l'absorbance (A) et la concentration (C) d'une solution suit la loi de Beer-Lambert

$$A = \varepsilon \times l \times C$$

Où :

A : absorbance

ε : coefficient d'extinction molaire ($L \cdot mol^{-1} \cdot cm^{-1}$)

l : longueur de la cellule (cm)

C : concentration de l'espèce absorbante ($mol \cdot L^{-1}$)

4.4. Préparation du charbon actif

Le charbon actif utilisé dans cette étude a été fourni par le laboratoire de l'Université de Tissemsilt. Avant son utilisation dans les expériences d'adsorption, il a été prétraité afin d'éliminer les impuretés et l'humidité pouvant influencer les résultats expérimentaux.

Pour ce faire, le charbon actif a été lavé à l'eau distillée afin de retirer les particules fines et les impuretés solubles. Après le lavage, il a été filtré puis séché dans une étuve à 105 °C pendant 24 heures pour éliminer toute humidité résiduelle. Une fois sec, le charbon actif a été conservé dans un récipient hermétique jusqu'à son utilisation dans les expériences d'adsorption [66].

Cette méthode est couramment appliquée dans les études d'adsorption utilisant le charbon actif et permet d'assurer la reproductibilité et la fiabilité des résultats expérimentaux.



Figure 10 Protocole de préparation du charbon actif au laboratoire universitaire.

4.5. Cinétique d'adsorption

Les expériences de cinétique d'adsorption ont été réalisées en mode batch. Pour chaque réacteur, 100 mL de solution de polluant (CB et TAA) à une concentration de 50 mg/L. Ensuite, 0,1 g de charbon actif ont été ajoutés à chaque solution [67].

Les solutions ont été agitées dans des Erlenmeyers à $25\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 0,2\text{ }^{\circ}\text{C}$ avec une vitesse d'agitation de 300 tours/min. à des intervalles de temps réguliers de (5, 10, 20, 30, 60, 90, 120, 180 et 240 minutes), des échantillons de 5 mL ont été prélevés et immédiatement filtrés à l'aide d'un papier filtre de $0,45\text{ }\mu\text{m}$ afin de séparer le charbon actif.

Les solutions filtrées ont ensuite été transférées dans des cuvettes pour mesurer la concentration résiduelle du polluant à l'aide d'un spectrophotomètre UV-Vis : 582 nm pour le chlorazol black et 240 nm pour le thioacétamide.

Il faut noter qu'après chaque prélèvement, l'Erlenmeyer est remis immédiatement dans l'agitateur pour maintenir le contact homogène entre le charbon actif et la solution. L'agitation n'est interrompue que le temps nécessaire pour réaliser les mesures, assurant ainsi une adsorption efficace [44].

La quantité de polluant adsorbée à l'instant **t** (**qt**) a été calculée par

$$qt = \frac{(C_0 - C_t)}{m} \cdot V$$

Où :

C₀: concentration initiale

C_t: concentration à l'instant t (mg/L)

V : volume total de solution

m: masse de charbon actif

Les données obtenues ont été utilisées pour modéliser la cinétique d'adsorption selon les modèles pseudo-first-order et pseudo-second-order, conformément à la méthodologie décrite par [67].

4.6. Modèles cinétiques

4.6.1. Modèle du pseudo-premier ordre (Lagergren)

- **Hypothèse :** la vitesse d'adsorption est proportionnelle à la différence entre la capacité d'adsorption à l'équilibre q_e et la quantité adsorbée à l'instant $t(q_t)$.

* *Équation linéaire :*

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

4.6.2. Modèle du pseudo-deuxième ordre

- **Hypothèse :** la vitesse d'adsorption dépend du carré de la différence entre q_e et q_t .

* *Équation linéaire :*

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 q_e^2} + \frac{t}{q_e}$$

4.7. Effet de la masse du charbon actif sur la cinétique d'adsorption

L'effet de la masse du charbon actif sur l'adsorption des colorants a été étudié. Une solution de colorant de concentration initiale $C_0 = 50$ mg/L a été préparée dans un volume de 100 mL, contenant 5 mg de Chlorazol Black et 5 mg de Thioacétamide [68].

Des masses différentes de charbon actif (0,1 ; 0,2 ; 0,5 ; 1 ; 1,5 ; 2 et 3 g) ont été ajoutées séparément dans les solutions. Les mélanges ont été placés sous agitation afin d'assurer un bon contact entre l'adsorbant et les colorants.

Après le temps de contact, les solutions ont été filtrées pour éliminer le charbon actif.

L'absorbance des solutions a été mesurée par spectrophotométrie UV-Visible, puis la concentration résiduelle C_t a été déterminée à partir de la courbe d'étalonnage de chaque colorant.

La quantité adsorbée à l'instant t , notée q_t (mg/g), a été calculée selon l'équation suivante:

$$q_t = \frac{(C_0 - C_t)}{m} \cdot V$$

Où V est le volume de la solution (L) et m la masse du charbon actif (g).

L'objectif était de déterminer la quantité adsorbée à l'équilibre q_e afin de calculer le taux de retrait (removal %) des colorants par le charbon actif et d'évaluer l'efficacité du processus d'adsorption selon la masse de charbon utilisée.

$$q_e = \frac{(C_0 - C_e)}{m} \cdot V$$

Où C_e est la concentration du colorant à l'équilibre.

La loi de removal (%) (taux de retrait des colorants) a été déterminée par :

$$\text{Removal (\%)} = \left(\frac{(C_0 - C_t)}{C_0} \right) \times 100$$

C_0 : concentration initiale du colorant (mg/L)

C_t : concentration du colorant à l'instant t (mg/L)



Figure 11 Préparation des tubes avec différentes masses de charbon actif

4.8. Effet de PH sur la cinétique d'adsorption

Pour étudier l'effet du pH sur l'adsorption du Chlorazol Black et du Thioacétamide, on a préparé 100 mL de solution contenant 5 mg de chaque colorant ($50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$). On a ajouté 1 g de charbon actif dans chaque flacon et ajusté le pH de 2 à 12 avec HCl ou NaOH, selon la méthode décrite par [69].

Les flacons ont été agités pendant 180 minutes, puis filtrés pour séparer le charbon. La concentration résiduelle de chaque colorant a été mesurée par UV-vis, et la capacité d'adsorption q_e ainsi que le pourcentage d'élimination (%Removal) ont été calculés avec les formules habituelles. Cette approche permet de comparer l'efficacité de l'adsorption selon le pH pour chaque colorant.



Figure 12 Préparation des solutions à différents pH (2–12) à l'aide de HCl et NaOH pour l'étude de l'élimination du Chlorazol Black.

4.9. Étude thermodynamique de l'adsorption

L'étude thermodynamique de l'adsorption a été réalisée selon la méthodologie de [44], en préparant une solution du composé étudié à 50 mg/L et en ajustant son pH à 2.

100 mL de cette solution ont été mis en contact avec 1 g de charbon actif et agités à 200 rpm dans un bain thermostaté à 25, 30, 35, 40 et 45 °C pendant 180 minutes.

Après séparation du charbon, la concentration à l'équilibre a été déterminée par spectrophotométrie UV-Visible afin d'évaluer l'efficacité de l'adsorption.

4.9.1. Calcul du coefficient de distribution

$$K_d = \frac{q_e}{C_e}$$

Ce coefficient est sans unité et sert de base pour les calculs thermodynamiques.

4.9.2. Calcul de ΔG°

$$\Delta G^\circ = -RT \cdot \ln K_d$$

- $R=8,314 \text{ J} \cdot \text{mol}^{(-1)} \cdot \text{K}^{(-1)}$
- T = température en Kelvin (298, 303, 308, 313, 318 K)
- K_d : coefficient de distribution

Interprétation : si $\Delta G^\circ < 0$, l'adsorption est spontanée.

4.9.3. Calcul de ΔH° et ΔS° (droite de Van't Hoff)

$$\ln K_d = -\frac{\Delta H^\circ}{R} \cdot \frac{1}{T} + \frac{\Delta S^\circ}{R}$$

Interprétation :

$\Delta H^\circ > 0 \rightarrow$ processus endothermique

$\Delta H^\circ < 0 \rightarrow$ processus exothermique

4.10. Modélisation des isothermes d'adsorption

Pour étudier les isothermes d'adsorption du Chlorazol Black (CB) et du Thioacétamide (TAA) sur le charbon actif, sept solutions de polluant ont été préparées avec des concentrations initiales de 10, 20, 30, 50, 70, 90 et 100 mg/L.

Le pH de chaque solution a été ajusté à 2 afin d'optimiser l'adsorption sur le charbon actif, conformément à la méthodologie utilisée par [70], qui ont étudié l'influence de la concentration initiale et du pH sur l'adsorption d'un colorant cationique sur du charbon actif.

Après l'équilibre, le charbon actif a été séparé de la solution par filtration ou centrifugation, et la concentration résiduelle du polluant dans la solution (C_e) a été déterminée par spectrophotométrie UV-Vis. La quantité adsorbée à l'équilibre (q_e).

Les données obtenues ont ensuite été analysées selon quatre modèles d'isothermes : Langmuir, Freundlich, Temkin et Dubinin–Radushkevich.

➤ **Pour le modèle de Langmuir**

$\frac{C_e}{q_e}$ a été tracé en fonction de C_e afin de déterminer la capacité maximale d'adsorption (q_m) et le coefficient d'affinité (K_L).

➤ **Le modèle de Freundlich**

A été utilisé en traçant $\log(q_e)$ en fonction de $\log(C_e)$ pour obtenir les constantes K_F et n .

➤ **L'isotherme de Temkin**

A permis de déterminer les paramètres A et B en traçant q_e en fonction de $\ln(C_e)$

➤ **Le modèle Dubinin–Radushkevich (D-R)**

A été appliqué en traçant $\ln(q_e)$ en fonction de ε^2 , avec $\varepsilon = RT \ln \left(1 + \frac{1}{C_e} \right)$, afin de déterminer la capacité maximale et l'énergie moyenne d'adsorption.

Enfin, les coefficients de corrélation R^2 ont été comparés pour évaluer le modèle le plus approprié, et les paramètres obtenus ont été interprétés pour analyser la capacité et l'intensité de l'adsorption de chaque composé sur le charbon actif.

4.11. Caractéristiques du charbon : DRX ; FT-IR

4.11.1. La diffraction des rayons X (DRX)

Elle est réalisée afin de caractériser la structure cristalline du charbon actif vierge.

L'échantillon est d'abord séché à 105 °C pendant 12 heures afin d'éliminer toute humidité

résiduelle, puis broyé jusqu'à obtention d'une poudre fine et homogène. La poudre est ensuite déposée sur un porte-échantillon en formant une surface plane et compacte.

L'analyse est effectuée à l'aide d'un diffractomètre utilisant un rayonnement Cu K α ($\lambda = 1,5406 \text{ \AA}$). Le balayage est réalisé dans une gamme angulaire de 2θ comprise entre 5° et 80° , avec une tension de 40 kV et un courant de 30 mA. La vitesse de scan est maintenue constante selon les réglages de l'appareil utilisé.

4.11.2. La spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier (FTIR)

Elle est réalisée afin d'identifier les groupes fonctionnels présents à la surface du charbon actif et d'étudier leur évolution après adsorption. Les échantillons de charbon actif, avant et après adsorption, sont d'abord séchés à une température comprise entre 60 et 80°C afin d'éliminer toute humidité résiduelle.

Une petite quantité d'échantillon est ensuite mélangée avec du bromure de potassium (KBr) sec, puis le mélange est broyé finement et comprimé pour former une pastille transparente. L'analyse peut également être effectuée en mode ATR, en déposant directement l'échantillon sur le cristal sans préparation supplémentaire.

Les spectres sont enregistrés dans la gamme de 4000 à 400 cm^{-1} avec une résolution de 4 cm^{-1} , en effectuant plusieurs scans afin d'améliorer le rapport signal/bruit. Les analyses FTIR sont réalisées dans les mêmes conditions pour les échantillons avant et après adsorption afin d'assurer une comparaison fiable.

Chapitre V

Résultats et discussion

Chapitre V : Résultats et discussion

5.1. λ max obtenus pour Thioacétamide et Chlorazol Black

Les spectres UV-Vis ont été enregistrés pour chaque colorant afin d'identifier la longueur d'onde correspondant à l'absorbance maximale.

- Pour le Thioacétamide, le λ max déterminé en laboratoire est de **240 nm**, ce qui est presque identique à la valeur rapportée par [65].
- Pour le Chlorazol Black, le λ max mesuré est de **582 nm**, légèrement supérieur à celui mentionné par [25]. L'écart observé (4 nm) reste faible attribué aux conditions expérimentales telles que la précision de l'appareil UV-Visible, Cet écart est considéré comme normal et reste dans l'intervalle acceptable, ce qui confirme la validité des résultats expérimentaux.

Ces valeurs ont été utilisées pour construire les courbes d'étalonnage et calculer les concentrations des solutions testées.

Tableau 6 Comparaison des longueurs d'onde maximales expérimentales et théoriques

Polluants organiques étudiés	Chlorazol Black	Thioacétamide
λ max théorique	578 nm	242 nm
λ max expérimentale	582 nm	240 nm

5.2. Données expérimentales

$$V = \frac{C_f}{C_m} \times V_f = \frac{100 \times 5}{1000} = 0.5 \text{ mL}$$

Donc pour chaque solution fille préparée à une concentration de 5 mg/L, un prélèvement de 0,5 mL a été prélevé pour le Chlorazol Black, et la même procédure a été appliquée pour le Thioacétamide.

Tableau 7 Volumes nécessaires pour la préparation des solutions d'étalonnage pour chaque polluant

C(mg /L)	V prélevé (ml)
5	0.5
10	1
15	1.5
20	2
25	2.5
30	3

5.3. Les Courbes d'étalonnage

➤ Chlorazol Black

Tableau 8 Valeurs d'absorbance du Chlorazol Black en fonction de la concentration

C(mg/L)	0	5	10	15	20	25	30
Abs	0.088	0.254	0.512	0.728	0.996	1,224	1,482

$$A = 0.0472C + 0.0471 (R^2 = 0.9976)$$

- Erreur sur la pente : $\pm 0,001$
- Erreur sur l'ordonnée à l'origine : $\pm 0,0185$

➤ Thioacétamide

Tableau 9 Valeurs d'absorbance du Thioacétamide en fonction de la concentration

C(mg/L)	0	5	10	15	20	25	30
Abs	0,012	0,138	0,252	0,467	0,512	0,678	0,787

$$A = 0.0262 C + 0.0139 (R^2 = 0.9894)$$

- Erreur sur la pente: $\pm 0,0012$
- Erreur sur l'ordonné à l'origine : $\pm 0,0212$

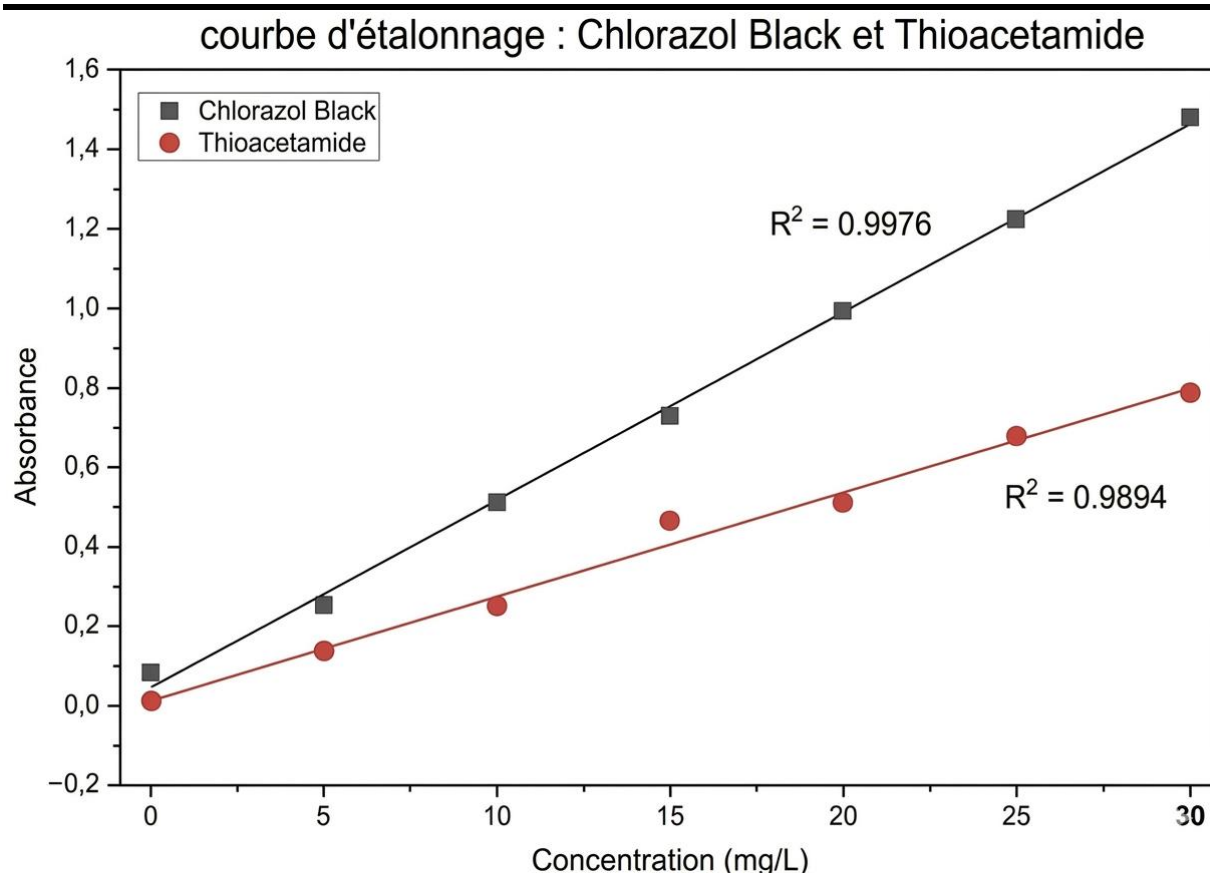


Figure 13 Courbes d'étalonnage de Chlorazol Black et Thioacétamide

$$(A = f(C))$$

- Les droites d'étalonnage obtenues pour le Chlorazol Black et le Thioacétamide montrent une bonne linéarité entre l'absorbance et la concentration, avec des coefficients de détermination élevés ($R^2 = 0.9976$ et $R^2 = 0.9894$). La pente plus importante du Chlorazol Black (0.0472) par rapport au Thioacétamide (0.0262) indique une absorbance plus élevée pour une même concentration.
- Cette différence peut être expliquée par la structure chimique des molécules. Le Chlorazol Black est un colorant qui possède des liaisons azo ($-N=N-$) et un système d'électrons π conjugués entre plusieurs cycles aromatiques. Ce type de conjugaison favorise les transitions électroniques $\pi \rightarrow \pi^*$ dans le domaine UV-Visible, ce qui augmente l'intensité de l'absorption. En revanche, le Thioacétamide contient principalement des liaisons $C=S$ et $C-N$ avec un système conjugué plus limité, ce qui réduit la délocalisation des électrons et conduit à une absorbance plus faible. Ce comportement est cohérent avec les principes de la spectrophotométrie UV-Visible décrits dans la littérature [65].

5.3.3. Conclusion

- L'établissement des courbes d'étalonnage pour le Chlorazol Black et le Thioacetamide a permis de confirmer la relation linéaire entre l'absorbance et la concentration, conformément à la loi de Beer-Lambert. Les données expérimentales obtenues montrent que l'absorbance augmente proportionnellement avec la concentration des solutions étalons, validant ainsi la méthode spectrophotométrique employée.
- Malgré de légères fluctuations observées lors des mesures, les coefficients de corrélation élevés indiquent que ces courbes peuvent être utilisées de manière fiable pour la quantification future de ces colorants dans différents échantillons. Cette étape constitue une base solide pour toutes les analyses quantitatives ultérieures nécessitant une détermination précise du Chlorazol Black et du Thioacetamide.
- De plus, après cette étude, les solutions sont désormais prêtes à être utilisées dans l'étude cinétique de leur adsorption sur le carbone, permettant d'explorer leur comportement dynamique et leur interaction avec le matériau adsorbant.

5.4. Étude cinétique de l'adsorption

5.4.1. Variation de l'absorbance, c_t et q_t en fonction du temps

➤ Chlorazol Black

Tableau 10 Absorbance, c_t et q_t en fonction du temps pour Chlorazol Black

$t(min)$	0	5	10	20	30	60	120	180	240
Abs	0,9675	0,7254	0,5899	0,4289	0,3482	0,2260	0,1476	0,1174	0,1052
$c_t(mg/L)$	19,50	14,37	11,50	8,09	6,38	3,79	2,13	1,49	1,23
$q_t(mg/g)$	30,50	35,63	38,5	41,91	43,62	46,21	47,87	48,51	48,77

➤ Thioacétamide

Tableau 11 Absorbance, c_t et q_t en fonction du temps pour TAA

$t(min)$	0	5	10	20	30	60	120	180	240
Abs	0,7365	0,6113	0,5217	0,4111	0,3414	0,2704	0,1968	0,1650	0,1512
$c_t(mg/L)$	27,58	22,80	19,38	15,16	12,50	9,79	6,98	5,77	5,24
$q_t(mg/g)$	22,42	27,20	30,62	34,84	37,50	40,21	43,02	44,23	44,76

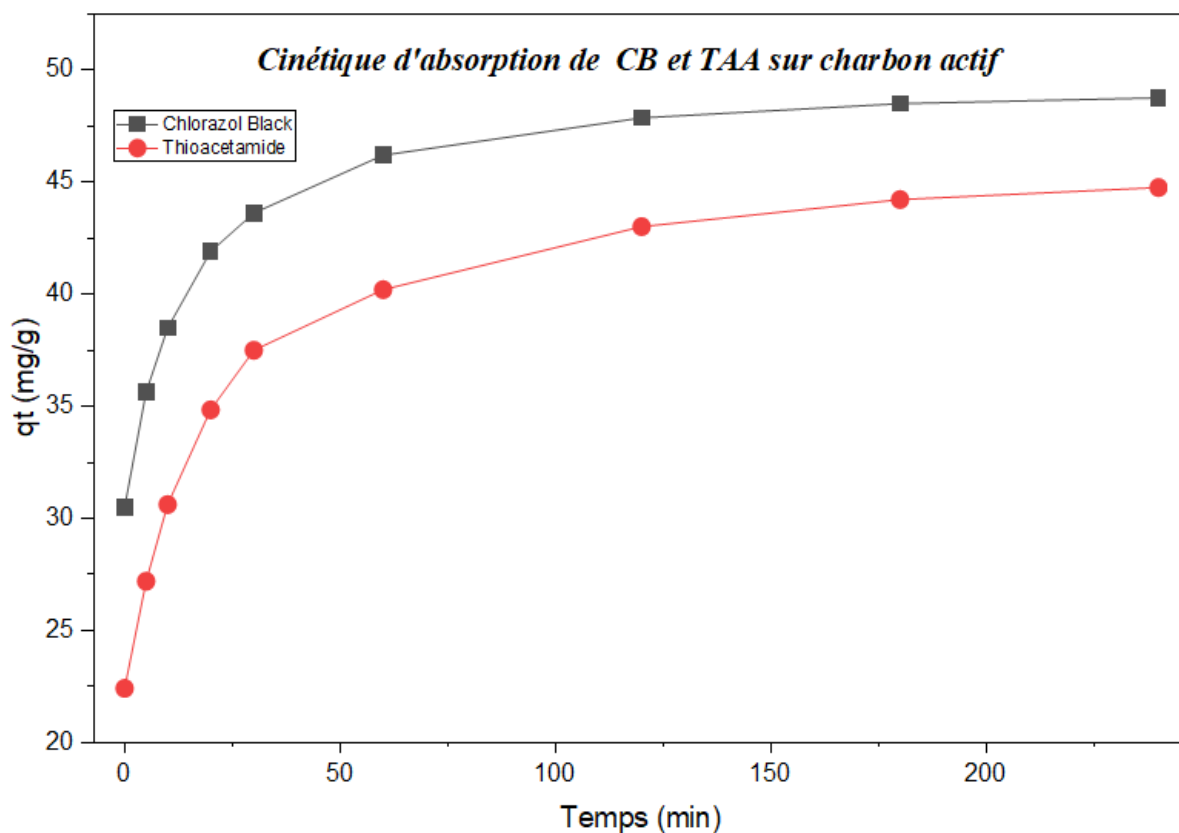


Figure 14 Courbes cinétique d'absorption de Chlorazol Black et Thioacétamide sur le charbon actif

Ces observations montrent que la quantité adsorbée (q_t) augmente rapidement au début pour les deux composés, puis tend vers un plateau à l'équilibre à environ 120 min, indiquant que les sites actifs du charbon sont progressivement saturés. Les valeurs de q_e expérimental obtenues sont de 48,77 mg/g pour le Chlorazol Black et de 44,76 mg/g pour le Thioacétamide confirmant une bonne capacité d'adsorption.

Le Chlorazol Black atteint un q_t légèrement plus élevé que le Thioacétamide reflétant une adsorption plus efficace. Cette différence peut s'expliquer par la structure moléculaire plus complexe du Chlorazol Black, qui comporte davantage de groupes fonctionnels et de cycles aromatiques, favorisant les interactions avec les sites actifs du charbon actif et améliorant ainsi la fixation des molécules. En revanche, le Thioacétamide avec moins de groupes favorisant l'interaction, montre une adsorption légèrement inférieure.

La nature et la structure des molécules influencent directement leur adsorption sur des solides poreux, confirmant que les interactions chimiques jouent un rôle important dans la cinétique observée. [54]

5.5. Modèles cinétiques

5.5.1. Modèle du pseudo-1^{er} et pseudo-2^e ordre

Tableau 12 k et q_e expérimentales et calculées selon les modèles pseudo-1^{er} et pseudo-2^e ordre

Modèle	pseudo-premier ordre	pseudo-deuxième ordre	pseudo-premier ordre	pseudo-deuxième ordre
Polluant	CB	CB	TAA	TAA
q_e(mg/g) expérimental	48,77	48,77	44,76	44,76
q_{e_cal}(mg/g)	12,69	48,94	16,94	44,58
K	0,0223	0,0085	0,0195	0,0055
R²	0,9782	0,9996	0,9814	0,9989

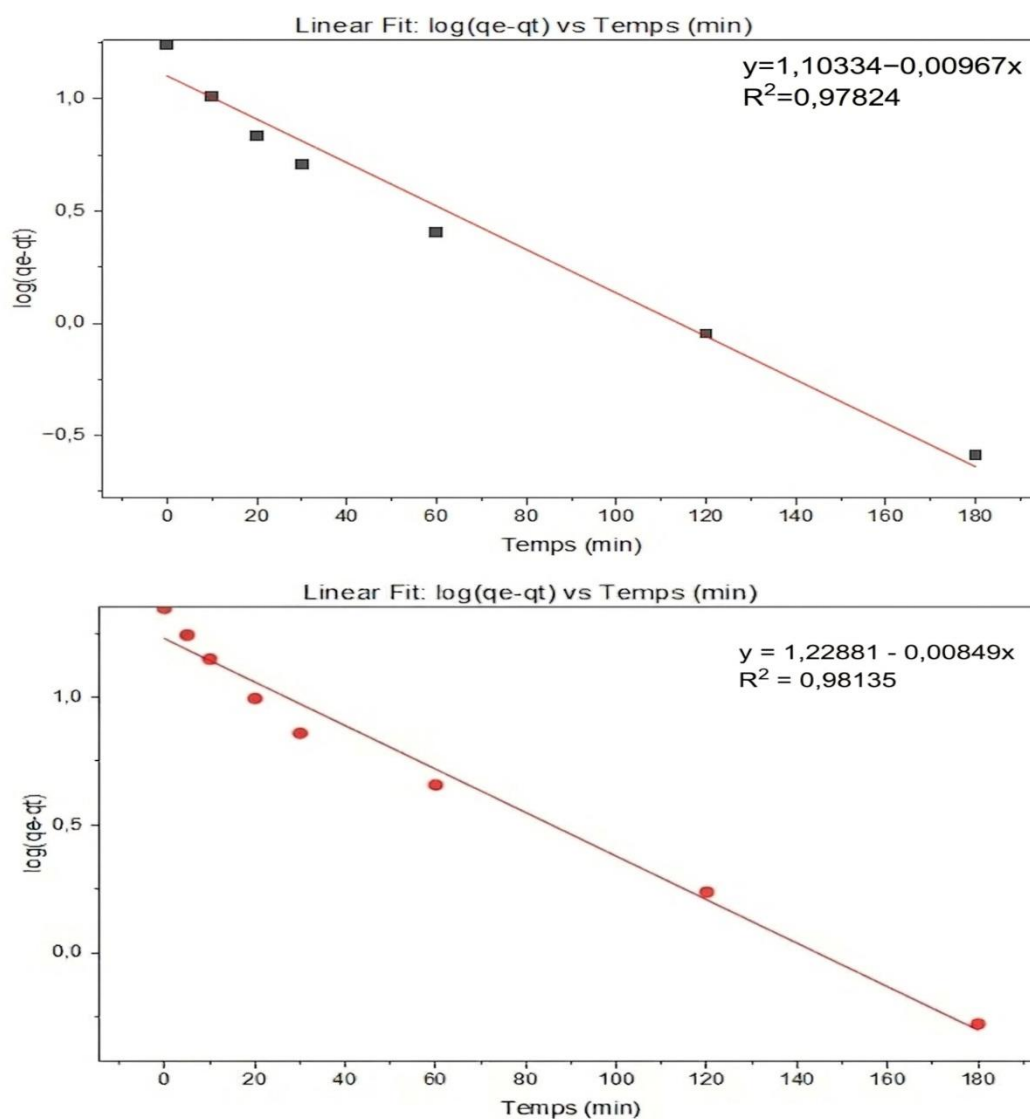


Figure 15 Courbes de linéarisation du pseudo-premier ordre pour Chlorazol Black et Thioacetamide

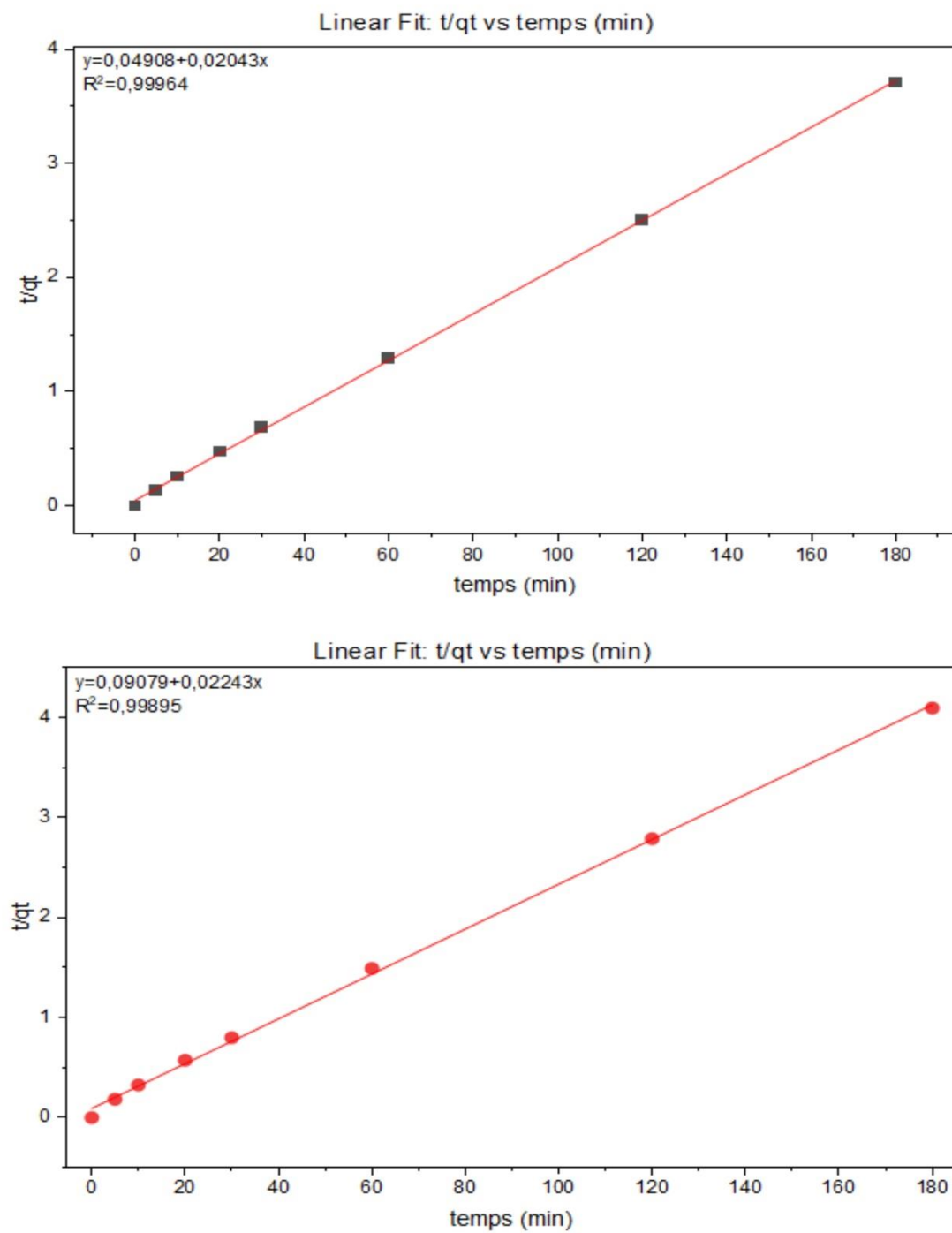


Figure 16 Courbes de linéarisation du pseudo-second ordre pour Chlorazol Black et Thioacétamide

5.5.2. Analyse des modèles cinétiques

Les valeurs de q_e expérimental obtenues à partir des courbes d'adsorption précédentes (Figure 14) ont été comparées à celles calculées à partir des modèles cinétiques du pseudo-premier ordre et du pseudo-second ordre. (Figure 15 et 16)

Dans le cas du Chlorazol Black, la valeur expérimentale de q_e est de 48,77 mg/g. Le modèle du pseudo-premier ordre donne une valeur calculée de 12,69 mg/g, nettement inférieure à la valeur expérimentale, ce qui montre que ce modèle ne décrit pas correctement la cinétique d'adsorption. En revanche, le modèle du pseudo-second ordre donne une valeur de 48,94 mg/g, très proche de la valeur expérimentale, indiquant une bonne concordance entre les données expérimentales et les valeurs théoriques.

Pour le Thioacétamide la valeur de q_e expérimental est de 44,76 mg/g. Le modèle du pseudo-premier ordre donne une valeur calculée de 16,94 mg/g, ce qui reste relativement éloigné de la valeur expérimentale. Par contre, le modèle du pseudo-second ordre donne une valeur de 44,58 mg/g, très proche de la valeur expérimentale.

Ces résultats indiquent que le modèle cinétique du pseudo-second ordre représente mieux le comportement d'adsorption de notre composant sur le charbon actif, contrairement au modèle du pseudo-premier ordre qui présente un écart important entre les valeurs expérimentales et calculées.

5.5.3. Interprétation

La bonne concordance entre les valeurs de q_e expérimental et q_e calculé obtenues avec le modèle du pseudo-second ordre pour Chlorazol Black et Thioacétamide indique que ce modèle décrit mieux la cinétique d'adsorption dans le système étudié. Le coefficient de corrélation est très élevé pour les deux colorants ($R^2 = 0,9996$ pour Chlorazol Black et $R^2 = 0,9989$ pour Thioacétamide), presque égal à 1, ce qui confirme l'excellente adéquation du modèle aux données expérimentales.

Ce modèle est généralement associé à un mécanisme de chimiosorption, où la vitesse d'adsorption dépend des interactions chimiques entre les molécules adsorbées et les sites actifs du charbon actif.

En revanche, le modèle du pseudo-premier ordre ne représente pas correctement les données expérimentales, en raison de l'écart important observé entre les valeurs expérimentales et calculées de q_e .

Ainsi, on peut considérer que le processus d'adsorption de Chlorazol Black et du Thioacétamide sur le charbon actif est mieux décrit par le modèle du pseudo-second ordre, suggérant une contribution importante des interactions chimiques à la surface de l'adsorbant.

5.5.4. Conclusion

- L'adsorption du Chlorazol Black et du Thioacétamide sur le charbon actif atteint rapidement un plateau après 120 minutes, avec des q_e expérimentales de 48,77 mg/g et 44,76 mg/g respectivement.
- Le modèle du pseudo-second ordre décrit bien la cinétique, avec des valeurs calculées proches des expérimentales et des R^2 très élevés ($\approx 0,999$), indiquant un mécanisme dominé par la chimiosorption et une adsorption légèrement plus efficace pour le Chlorazol Black en raison de sa structure moléculaire.

5.6. Effet de la masse du charbon actif sur la cinétique d'adsorption

➤ Chlorazol Black

Tableau 13 *influence de la masse de charbon actif sur l'adsorption et le taux d'élimination du CB*

$m(g)$	0,1	0,2	0,5	1	1,5	2	3
Abs	1,6910	1,3401	1,0569	0,7601	0,5601	0,3925	0,1679
$C_e(mg/L)$	34,83	27,41	21,39	15,11	10,87	7,32	2,60
$q_e(mg/g)$	15,17	11,30	5,72	3,49	2,61	2,13	1,58
Removal %	30,34	45,18	57,22	69,78	78,26	85,36	94,80

➤ Thioacetamide

Tableau 14 influence de la masse de charbon actif sur l'adsorption et le taux d'élimination du TAA

$m(g)$	0,1	0,2	0,5	1	1,5	2	3
Abs	0,9929	0,8303	0,6199	0,4799	0,3601	0,2801	0,0891
$C_e(mg/L)$	37,37	31,16	23,13	17,79	13,21	10,16	2,87
$q_e(mg/g)$	12,63	9,42	5,37	3,22	2,45	1,99	1,57
Removal %	25,26	37,68	53,74	64,42	73,58	79,68	94,26

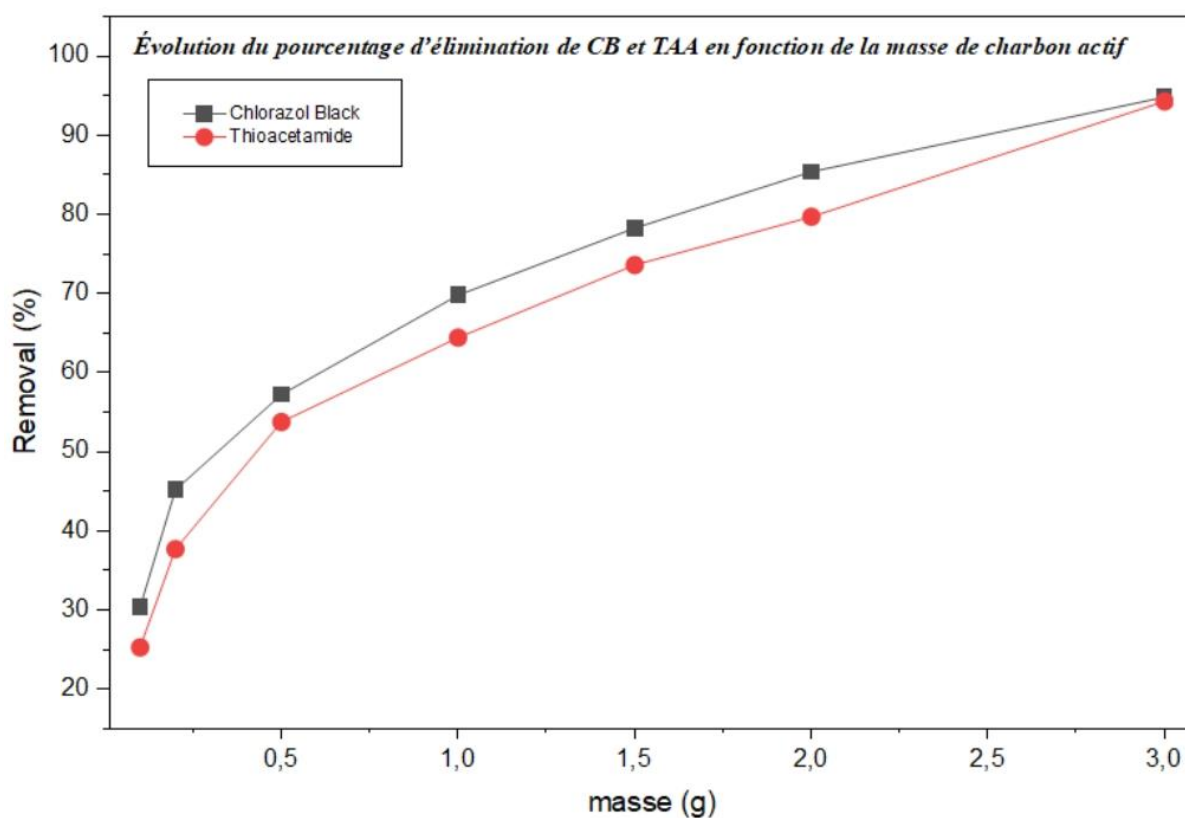


Figure 17 Effet de la masse de charbon actif sur le taux d'élimination du Chlorazol Black et du Thioacétamide

5.6.1. Analyse et interprétation

D'après les résultats obtenus, on remarque que lorsque la masse du charbon actif augmente, le pourcentage d'élimination des polluants augmente également. Cela peut

s'expliquer par l'augmentation du nombre de sites d'adsorption disponibles à la surface du charbon actif, ce qui permet de fixer une quantité plus importante de polluant.

Par contre, la capacité d'adsorption q_e diminue lorsque la masse augmente. Cela est dû au fait que la quantité initiale du polluant reste la même dans la solution, alors que la quantité d'adsorbant devient plus grande.

On observe aussi que l'adsorption du Chlorazol Black est plus importante que celle du Thioacétamide. Cela peut être lié à la nature et à la structure des molécules du colorant qui favorisent davantage leur interaction avec la surface du charbon actif.

Ces résultats montrent donc que la masse du charbon actif joue un rôle important dans l'efficacité du processus d'adsorption.

5.6.2. Comparaison avec des travaux antérieurs

En comparant nos résultats avec ceux obtenus dans un travail précédent réalisé par [71], sur l'adsorption de l'Aniline et du p-Aminophenol par le charbon actif, on observe que les taux d'élimination obtenus sont assez proches. Dans cette étude, les rendements d'élimination étaient d'environ 94 % pour l'aniline et 93,6 % pour le p-aminophénol.

Dans notre étude, l'adsorption du Chlorazol Black a permis d'atteindre un taux d'élimination d'environ 95 %, tandis que celui du Thioacétamide est proche de 94 %. Ces résultats montrent que le charbon actif possède une bonne capacité pour éliminer différents polluants organiques présents dans l'eau.

Les petites différences observées entre les résultats peuvent s'expliquer par plusieurs facteurs, comme la nature des molécules étudiées ou certaines conditions expérimentales utilisées pendant les essais.

5.6.3. Conclusion

- L'étude a montré que l'augmentation de la masse de charbon actif améliore le pourcentage d'élimination des deux colorants, Chlorazol Black et Thioacétamide car plus de sites d'adsorption sont disponibles.
- Cependant, la capacité d'adsorption par gramme q_e diminue lorsque la masse de charbon augmente, car la même quantité de polluant se répartit sur un plus grand nombre de sites.

- On peut conclure que 1 g de charbon donne un bon compromis entre une élimination élevée et une capacité d'adsorption raisonnable, surtout pour le Chlorazol Black qui atteint un rendement maximal proche de 95 %.
- Cette expérience confirme que le choix de la masse de charbon est crucial pour optimiser l'efficacité de l'adsorption tout en utilisant le minimum de matériau nécessaire.

5.7. Effet de pH sur la cinétique d'adsorption

➤ Chlorazol Black

Tableau 15 influence de pH sur l'adsorption et le taux d'élimination du CB

pH	2	4	6	8	10	12
Abs	0,1415	0,3775	0,7551	1,0855	1,3215	1,4631
C_e (mg/L)	2	7	15	22	27	30
q_e (mg/g)	4,8	4,3	3,5	2,8	2,3	2
Removal (%)	96	86	70	56	46	40

➤ Thioacétamide

Tableau 16 influence de pH sur l'adsorption et le taux d'élimination du TAA

pH	2	4	6	8	10	12
Abs	0,1187	0,2759	0,5379	0,7999	1,0619	1,1929
C_e (mg /L)	4	10	20	30	40	45
q_e (mg/g)	4,6	4	3	2	1	0,5
Removal (%)	92	80	60	40	20	10

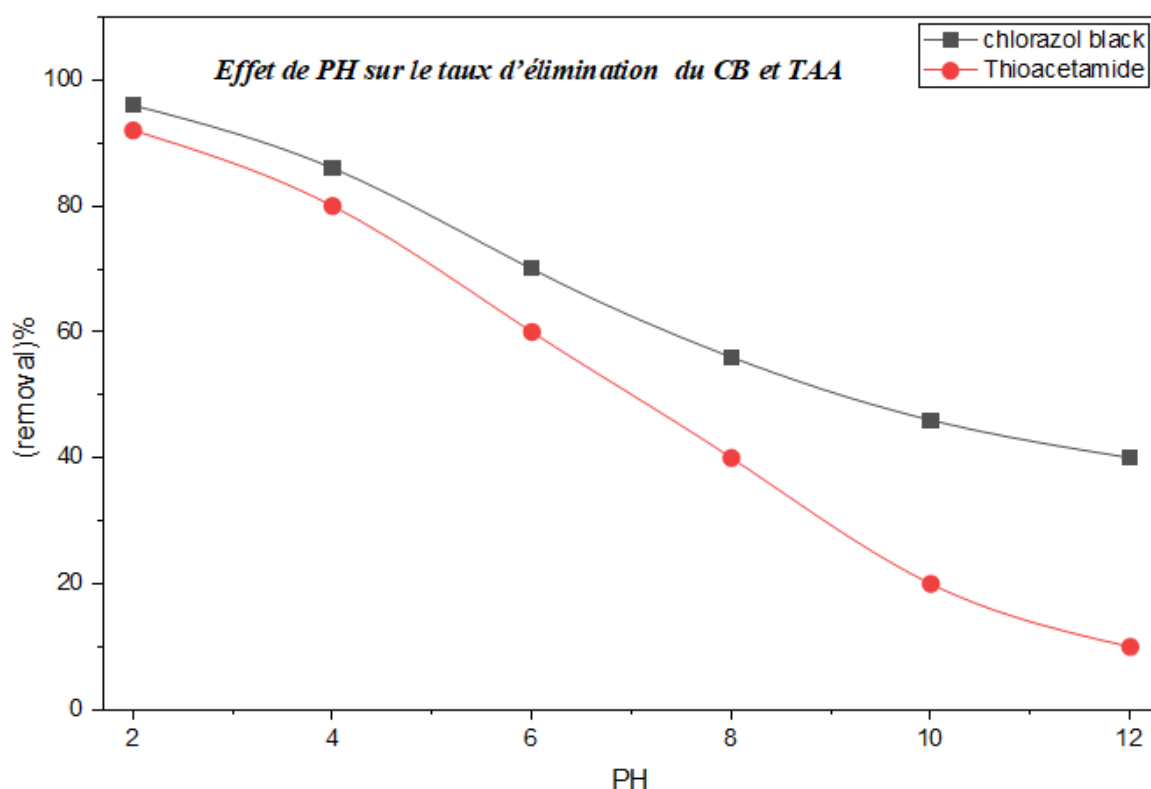


Figure 18 Effet du pH sur le taux d'élimination du Chlorazol Black et du Thioacétamide

5.7.1. Analyse et interprétation

Les résultats montrent que le pH a une influence importante sur l'adsorption des composés étudiés, à savoir le Chlorazol Black et le Thioacétamide. Le pourcentage d'élimination est maximal à $\text{pH} = 2$, avec 96 % pour le Chlorazol Black et 92 % pour le Thioacétamide puis il diminue progressivement lorsque le pH augmente.

Ce comportement est expliqué par la nature de la surface du charbon actif. En milieu acide, cette surface devient protonée, ce qui favorise les interactions attractives avec les molécules en solution. Ce résultat est en accord avec plusieurs travaux montrant que l'adsorption est généralement plus efficace en milieu acide [5, 44].

D'autre part, l'état d'ionisation des molécules dépend de leurs pK_a . Le Chlorazol Black, contenant des groupements sulfonates fortement acides (pK_a très faibles), reste majoritairement chargé négativement, mais en milieu très acide, la forte protonation de la surface du charbon favorise son adsorption malgré cette charge.

Le Thioacétamide quant à lui, possède un pKa situé en milieu acide ($\approx 3-4$). Ainsi, à pH = 2, il est majoritairement protoné, ce qui favorise son interaction avec le charbon actif. Lorsque le pH devient supérieur à son pKa, il tend à se déprotoner, ce qui réduit son adsorption.

Lorsque le pH augmente, la surface du charbon devient progressivement négative, ce qui entraîne une répulsion électrostatique avec les espèces en solution et diminue l'efficacité de l'adsorption.

Le Chlorazol Black présente une meilleure élimination que le Thioacétamide en raison de sa structure aromatique riche et de ses nombreux groupements fonctionnels, favorisant les interactions avec les sites actifs du charbon actif.

5.7.2. Conclusion

- L'étude de l'influence du pH sur l'adsorption des composés étudiés, à savoir le Chlorazol Black et le Thioacétamide montre que le pH est un facteur déterminant dans l'efficacité du processus.
- Les résultats indiquent que le pourcentage d'élimination est maximal à pH = 2, atteignant 96 % pour le Chlorazol Black et 92 % pour le Thioacétamide puis diminue progressivement avec l'augmentation du pH.
- Ainsi, l'adsorption est optimale en milieu acide, et le contrôle du pH constitue un paramètre essentiel pour optimiser le traitement des eaux par charbon actif.

5.8. Étude thermodynamique de l'adsorption

➤ Chlorazol Black

Tableau 17 influence de la température sur l'adsorption et le taux d'élimination du CB

T (K)	298	303	308	313	318	323
C_e(mg/L)	5,34	4,52	3,81	3,13	2,58	2,03
q_e(mg/g)	44,67	46,23	47,19	48,12	48,92	49,42
K_d = $\frac{q_e}{C_e}$(L/g)	8,37	10,23	12,39	15,37	18,97	24,36
Ln(K_c)	2,12	2,33	2,52	2,73	2,94	3,19
Removal(%)	84,12	86,12	88,01	90,05	92,13	94,05
ΔG° KJ.mol⁻¹	-5,25	-5,88	-6,45	-7,10	-7,75	-8,65

➤ Thioacétamide

Tableau 18 influence de la température sur l'adsorption et le taux d'élimination du TAA

T (K)	298	303	308	313	318	323
C_e(mg/L)	5,91	5,47	5,03	4,52	4,05	3,53
q_e(mg/g)	43,92	45,12	45,97	46,72	47,23	47,47
K_d = $\frac{q_e}{C_e}$(L/g)	7,43	8,25	9,14	10,33	11,66	13,46
Ln(K_c)	2,01	2,11	2,21	2,34	2,46	2,60
Removal(%)	82,08	83,23	84,97	87,01	88,94	90,94
ΔG° KJ.mol⁻¹	-4,98	-5,30	-5,64	-6,07	-6,50	-6,97

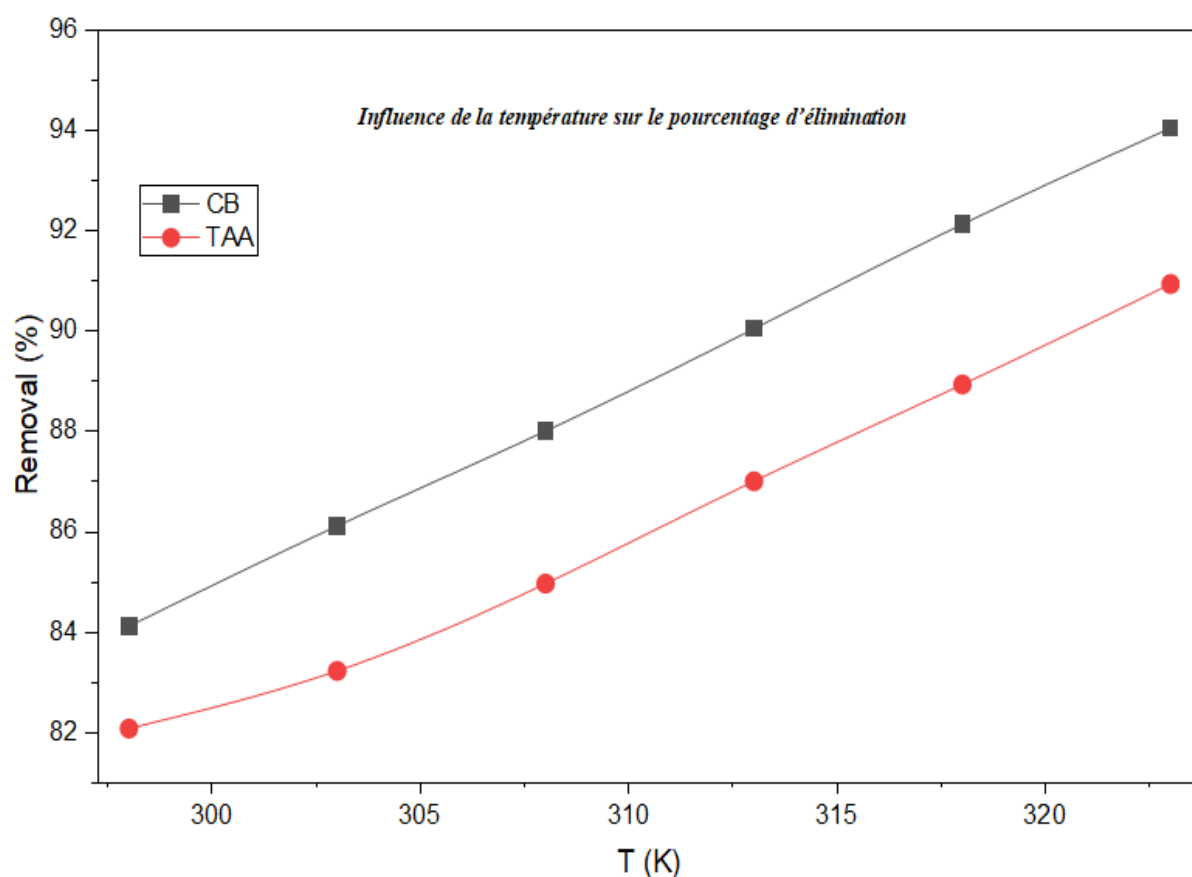


Figure 19 influence de la température sur le pourcentage d'élimination de CB et TAA

5.8.1. Analyse et interprétation

L'étude thermodynamique met en évidence que l'adsorption des deux composés sur le charbon actif est spontanée, comme l'indiquent les valeurs négatives de ΔG . Il a été clairement observé que l'augmentation de la température favorise le processus d'adsorption, ce qui traduit un comportement endothermique et indique que l'apport de chaleur améliore l'interaction entre l'adsorbant et les molécules adsorbées.

Le Chlorazol Black présente une efficacité d'adsorption plus élevée et une affinité plus marquée pour le charbon actif comparativement au Thioacétamide ce qui reflète des interactions moléculaires plus fortes et une meilleure stabilité du système. L'augmentation de l'entropie suggère également un réarrangement favorable au niveau des sites actifs, contribuant à une adsorption plus efficace avec l'élévation de la température.

Concernant le Thioacétamide bien que le processus suive la même tendance avec une amélioration de l'adsorption lorsque la température augmente, son efficacité reste légèrement inférieure, indiquant des interactions moins intenses avec la surface du charbon actif.

Ces observations confirment que la nature chimique des composés et la température jouent un rôle clé dans la performance de l'adsorption, comme l'indiquent [72], qui montrent que les propriétés des adsorbats et les conditions thermiques influencent fortement l'efficacité du charbon actif dans le traitement de l'eau.

5.8.2. Interprétation des paramètres thermodynamiques ΔH° et ΔS°

➤ Droite de Van't Hoff

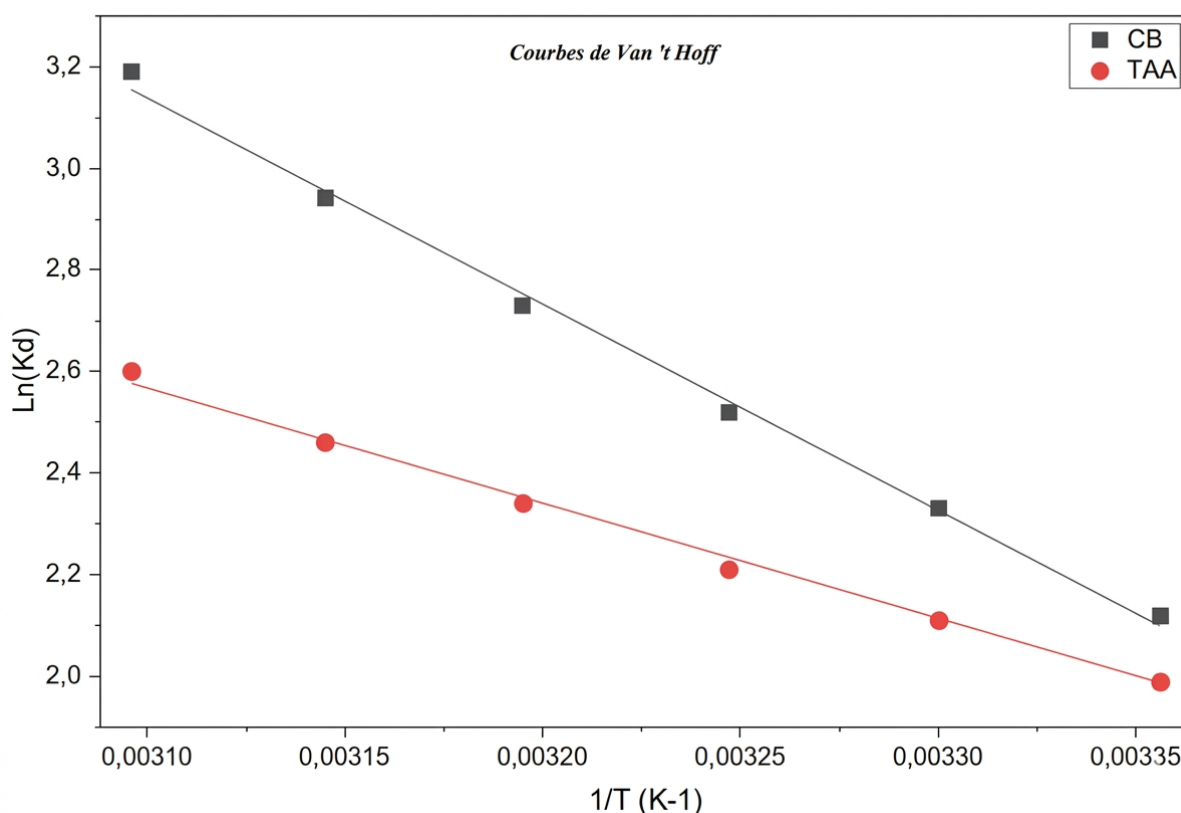


Figure 20 Courbes de Van 't Hoff pour l'adsorption de CB et TAA

Tableau 19 Paramètres thermodynamiques de l'adsorption du CB et TAA

Polluant	Chlorazol Black	Thioacétamide
ΔH° (kJ·mol ⁻¹)	+33,77	+18,86
ΔS° (J·mol ⁻¹ ·K ⁻¹)	+130,78	+79,81
R^2	0,99625	0,99243

Les résultats du tableau 19 montrent que l'adsorption du Chlorazol Black (CB) et du Thioacétamide (TAA) sur le charbon actif est endothermique, comme l'indiquent les valeurs positives de ΔH° (+33,77 kJ·mol⁻¹ pour CB et +18,86 kJ·mol⁻¹ pour TAA). Cela signifie que l'adsorption est favorisée par une augmentation de la température, l'énergie étant nécessaire pour le processus.

Les valeurs positives de ΔS° (+130,78 pour CB et +79,81 J·mol⁻¹·K⁻¹ pour TAA) reflètent une augmentation de l'entropie, ce qui rend l'adsorption plus spontanée à haute température [73].

De plus, les coefficients de corrélation R^2 élevés (0,99625 pour CB et 0,99243 pour TAA) confirment la fiabilité des modèles thermodynamiques appliqués.

En résumé, l'adsorption du CB est plus énergétiquement exigeante mais plus entropiquement favorable que celle du TAA, ce qui explique son efficacité légèrement supérieure aux températures élevées.

5.8.3. Conclusion

- L'adsorption du Chlorazol Black et du Thioacétamide sur le charbon actif augmente avec la température, indiquant que plus la chaleur est élevée, plus le retrait des composés est efficace. Ce processus reste spontané et endothermique.
- Le CB présente une affinité plus forte et une adsorption plus efficace que le TAA, grâce à des interactions moléculaires plus intenses et une entropie plus élevée, soulignant l'influence de la nature chimique des composés sur la performance du procédé.

5.9. Modélisation des isothermes d'adsorption

➤ Chlorazol Black

Tableau 20 : C_e et q_e en fonction du concentration pour CB

C_0 (mg/L)	10	20	30	50	70	90	100
C_e (mg/L)	1,8	4,5	8	16,5	26	36	41
q_e (mg/g)	0,82	1,55	2,20	3,35	4,40	5,40	5,90

➤ Thioacétamide

Tableau 21 : C_e et q_e en fonction du concentration pour TAA

C_0 (mg/L)	10	20	30	50	70	90	100
C_e (mg/L)	2,2	5	9,2	18	28	38	43
q_e (mg/g)	0,78	1,50	2,08	3,20	4,20	5,20	5,70

Tableau 22 Paramètres des modèles d'isothermes de Freundlich, Langmuir, Temkin, D-R pour l'adsorption de CB et TAA

Isotherme	Paramètre	CB	TAA
Freundlich	R^2	0,9990	0,9975
	K_f	0,5895	0,4897
	N	1,6115	1,5360
Langmuir	R^2	0,9879	0,9821
	$q_{\max}$ (mg/g)	8,4789	8,7245
	K_L (L /mg)	0,0474	0,0377
Temkin	R^2	0,9841	0,9817
	A_T (L /mg)	0,652	0,533
	B (J/mol)	1,625	1,637
Dubinin-Radushkevich	R^2	0,9754	0,9723
	$q_{\max}$ (mg/g)	7,24	6,55
	E (KJ/mol)	2,02	1,58

5.9.1. Analyse et interprétation

L'adsorption du Chlorazol Black (CB) et du Thioacétamide (TAA) sur le charbon actif augmente avec la concentration initiale, atteignant une quasi-saturation à forte concentration, le CB présentant une affinité légèrement supérieure au TAA, ce qui traduit des interactions plus fortes avec la surface du charbon.

Donc notre adsorption est mieux décrite par le modèle de Freundlich, avec des coefficients de corrélation très élevés ($R^2 \approx 0,997-0,999$), indiquant une adsorption multilayer (Plusieurs couches adsorbées) sur une surface hétérogène.

Le CB présente une constante d'affinité K et un facteur d'intensité n légèrement supérieurs à ceux du TAA, traduisant une affinité légèrement plus forte et une adsorption plus efficace pour le CB.

Les valeurs observées suggèrent que l'adsorption est principalement physique, impliquant des interactions de type Van der Waals entre les molécules et la surface du charbon actif.

5.9.2. Conclusion

- L'adsorption du Chlorazol Black (CB) et du Thioacétamide (TAA) sur le charbon actif est efficace et augmente avec la concentration initiale.
- Le modèle de Freundlich décrit bien le processus, indiquant une adsorption multilayer sur une surface hétérogène.
- Ces résultats confirment que le charbon actif est un adsorbant performant pour l'élimination de ces polluants.

5.10. Caractéristiques du charbon : DRX ; FT-IR

5.10.1. La diffraction des rayons X (DRX)

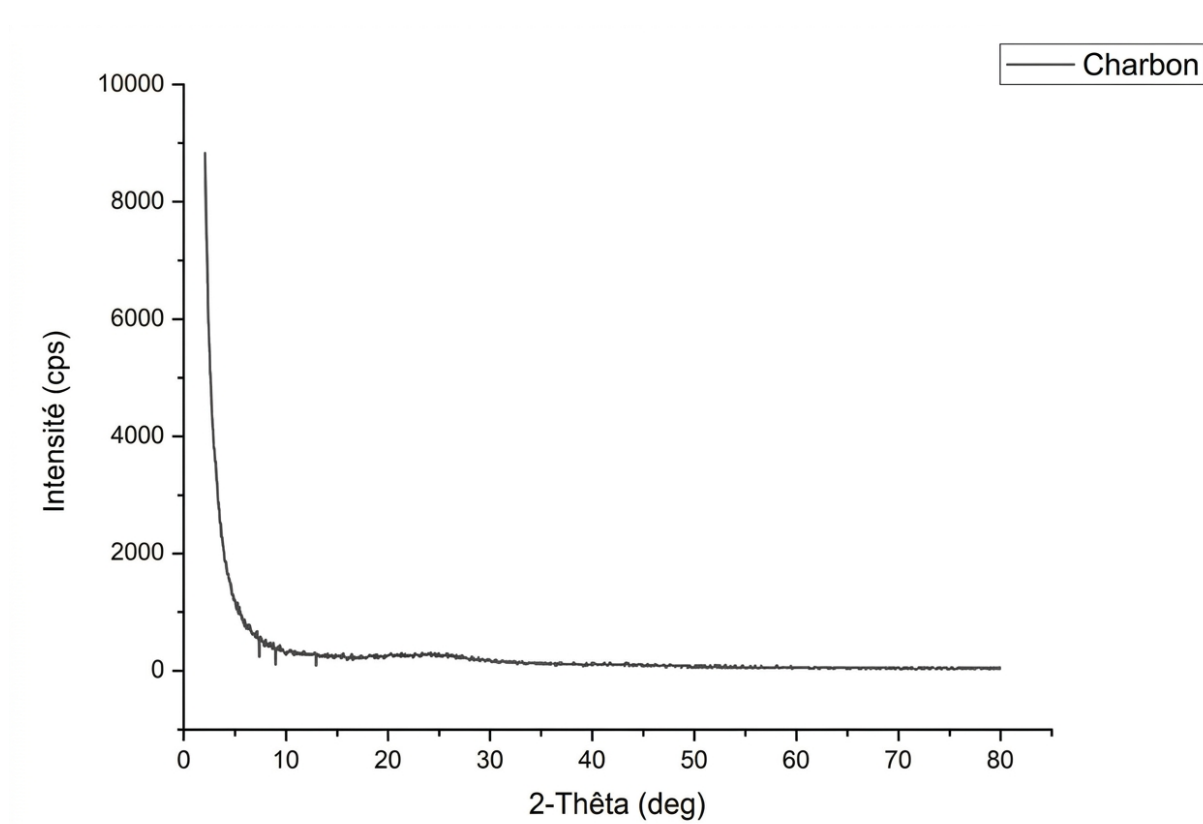


Figure 21 Diffractogramme des rayons X (DRX) du charbon actif.

5.10.1.1. Interprétation et discussion

Le spectre de diffraction du charbon actif se caractérise par une allure globale diffuse, marquée par l'absence de pics de diffraction étroits et intenses.

Cette absence de pics nets démontre que le charbon actif possède une structure essentiellement amorphe, ce qui signifie que les atomes de carbone ne sont pas organisés selon un réseau cristallin régulier à longue distance.

Les larges bosses observées, notamment entre 20° et 25° (2 θ), indiquent toutefois la présence de micro-domaines de feuillets de graphite désorganisés, une structure typique des matériaux carbonés poreux à haute performance.

5.10.2. La spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier (FTIR)

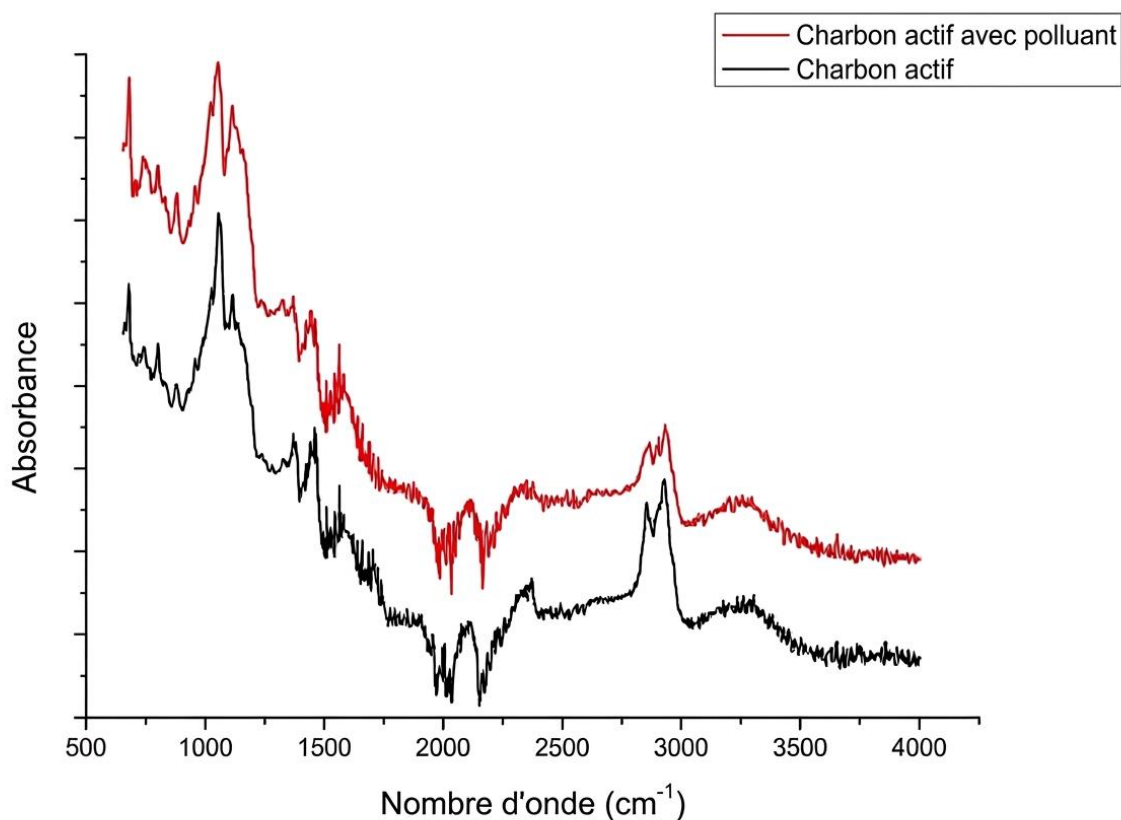


Figure 22 Spectres FT-IR du charbon actif avant et après adsorption du polluant.

5.10.2.1. Interprétation et discussion

Les spectres permettent d'identifier la présence de plusieurs groupements fonctionnels à la surface du charbon, tels que les groupements hydroxyles (-OH) vers 3400 cm^{-1} et les liaisons C=O (carbonyles) ou C=C (aromatiques) autour de 1600 cm^{-1} .

On observe également des pics caractéristiques des liaisons C-H aliphatiques entre 2800 cm^{-1} et 3000 cm^{-1} , ainsi que des vibrations de type C-O dans la zone de l'empreinte digitale (vers 1100 cm^{-1}).

La comparaison entre le charbon actif seul (courbe noire) et le charbon après adsorption (courbe rouge) montre des variations d'intensité et de légers déplacements de bandes, ce qui confirme l'interaction chimique entre le polluant et les sites actifs du matériau.

Ces changements spectraux prouvent que les fonctions oxygénées de surface jouent un rôle déterminant dans la rétention du polluant, probablement par le biais de liaisons hydrogène ou d'interactions de Van der Waals.

5.10.3. Conclusion

- L'ensemble de ces analyses confirme que le matériau est un adsorbant efficace, combinant une structure physique poreuse et désordonnée (révélée par le DRX) avec une réactivité chimique de surface diversifiée (révélée par le FTIR).

Conclusion

Conclusion

- Ce travail a permis de démontrer que le charbon actif constitue un adsorbant efficace pour l'élimination du Chlorazol Black (CB) et du Thioacétamide (TAA) des eaux usées. Les résultats expérimentaux ont montré que le CB est adsorbé plus efficacement que le TAA dans toutes les conditions étudiées. L'adsorption suit une cinétique de pseudo-second ordre, ce qui indique que le mécanisme dominant est de nature chimique.
- L'efficacité du procédé augmente avec la masse de charbon, la température et le temps de contact, tandis qu'un milieu acide (pH 2) favorise fortement l'adsorption. Le modèle isotherme de Freundlich a confirmé une adsorption en multicouches sur une surface hétérogène.
- La caractérisation du charbon actif a révélé une structure amorphe ainsi que la présence de groupes fonctionnels (hydroxyle, carbonyle et aromatiques) impliqués dans la fixation des polluants.
- Ainsi, le charbon actif apparaît comme une solution efficace et prometteuse pour le traitement des eaux usées contaminées. Des perspectives futures pourraient porter sur l'optimisation des conditions opératoires ainsi que sur la régénération et la réutilisation de l'adsorbant afin d'améliorer la durabilité du procédé.

Liste des références

Liste des références

- [1] UNEP (2022). *Global Environment Outlook – GEO-6: Healthy Planet, Healthy People*. United Nations Environment Programme
- [2] Robinson, T., McMullan, G., Marchant, R., & Nigam, P. (2001). *Remediation of dyes in textile effluent: A critical review on current treatment technologies*. *Bioresource Technology*.
- [3] Bansal, R. C., & Goyal, M. (2005). *Activated Carbon Adsorption*. CRC Press
- [4] Chaouki, M. (2016). *Cours pollution (air, eau, sol)*. Université d'Ouargla.
- [5] Metcalf, L., & Eddy, H. (2014). *Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery (5th ed.)*. McGraw-Hill Education.
- [6] Rejsek, F. (2002). *Analyse des eaux : Aspects réglementaires et techniques*. CRDP.
- [7] Rodier, J., Legube, B. & Merlet, N. (2005). *L'analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer, 9^e édition*,
- [8] Tchobanoglous, G., Burton, F. L., & Stensel, H. D. (2003). *Wastewater engineering: Treatment and reuse (4th ed.)*. New York: McGraw-Hill.
- [9] Organisation mondiale de la santé (OMS). (2006). *Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater (Vol. 2: Wastewater use in agriculture)*. Geneva: World Health Organization.
- [10] Spellman, F. R. (2008). *Handbook of water and wastewater treatment plant operations (2nd ed.)*.
- [11] Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). (2013). *Wastewater quality guidelines for agricultural use*. FAO Water Reports. Rome: FAO.
- [12] Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE). (2017). *Diffusion des politiques de gestion des ressources en eau et lutte contre l'eutrophisation*. Paris: OECD Publishing.
- [13] United States Environmental Protection Agency (USEPA). (2012). *Guidelines for water reuse*. Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency.
- [14] Liu, J., Zhang, X., & Wang, Y. (2024). *Environmental impacts of municipal wastewater: A comprehensive review*. *Science of the Total Environment*.
- [15] Agbohessi, P., Toko, I. I., Yabi, A. J., & Lalèyè, P. (2023). *Exposition de la faune ichthyenne et autres animaux aquatiques aux polluants organiques, chimiques et biologiques dans le lac Nokoué (Bénin) : Synthèse documentaire*. *Revue Marocaine des Sciences Agronomiques et Vétérinaires*.

- [16] Deblonde, T., Cossu-Leguille, C., & Hartemann, P. (2011). *Emerging pollutants in wastewater: A review of the literature. International Journal of Hygiene and Environmental Health.*
- [17] Ahmed, M. J. K., & Ahmaruzzaman, M. (2015). *Novel Averrhoa carambola extract stabilized magnetite nanoparticles: a green synthesis route for the removal of chlorazol black E from wastewater.*
- [18] Lin, X., et al. (2017). *Thioacetamide: a hepatotoxic agent inducing hepatic necrosis, fibrosis, and cirrhosis in chronic administration. Journal of Toxicological Sciences*
- [19] Claude Viel (2005). *Colorants naturels et teintures du XVII^e siècle à la naissance des colorants de synthèse.*
- [20] Zollinger, H. (2003). *Color chemistry: Syntheses, properties and applications of organic dyes and pigments (3rd ed.).*
- [21] Chebli, D. (2012). *Traitement des eaux usées industrielles : Dégradation des colorants azoïques par un procédé intégré couplant un procédé d'oxydation avancée et un traitement biologique (Thèse de doctorat). Université Farhat Abbas, Sétif, Algérie.*
- [22] Dore, M. (1989). *Chimie des oxydants et traitement des eaux. Paris : Édition Paris.*
- [23] Simon, G. (1982). *Guide des techniques de l'ennoblissement textile (Chapitre 11). Édition Industrie Textile*
- [24] Hunger, K. (Ed.). (2003). *Industrial dyes: Chemistry, properties, applications.*
- [25] M. L. Djaballah et al. (2021). *Journal of Photochemistry & Photobiology, A: Chemistry, UV-Vis absorption studies of Chlorazol Black.*
- [26] Forgacs, E., Cserhádi, T., & Oros, G. (2004). *Removal of synthetic dyes from wastewaters: A review. Environment International,*
- [27] Belghit, A. (2023). *Applications de nouveaux procédés d'oxydation avancés pour la dégradation des polluants organiques modèles en solutions aqueuses (Thèse de doctorat, Université Constantine 3 Salah Boubnider). DSpace.*
- [28] Rafique, M., Shahid Chatha, S. A., Ali, A., Sadiq, S., & Hussain, T. (2023). *Characterization and recycling of raw fly ash derived through stems of Sesamum indicum as a proficient adsorbent for chlorazol black E from wastewater. Kuwait Journal of Science*
- [29] Junejo, R., Memon, S., & Kaya, S. (2020). *Effective Removal of the Direct Black-38 Dye from Wastewater Using a New Silica-Modified Resin: Equilibrium and Thermodynamics Modeling Studies. Journal of Chemical and Engineering Data,*

- [30] Al-Degs, Y. S., El-Barghouthi, M. I., El-Sheikh, A. H., & Walker, G. M. (2008). *Effect of solution pH, ionic strength, and temperature on adsorption behavior of reactive dyes on activated carbon.*
- [31] Lide, D. R. (Ed.). (2009). *CRC Handbook of Chemistry and Physics (90th ed.).*
- [32] Zhang, H., & Xu, J. (2024). *Unveiling thioacetamide-induced toxicity: Multi-organ damage and omitted bone toxicity. Human & Experimental Toxicology.*
- [33] Skoog, D. A., Holler, F. J., & Crouch, S. R. (1998). *Principles of Instrumental Analysis (7th ed.). Cengage Learning.*
- [34] Rees, K. R., Rowland, G. F., & Varcoe, J. S. (1966). *The metabolism of tritiated thioacetamide in the rat. International Journal of Cancer.*
- [35] Kabil, S. (2015). *Metformin attenuates thioacetamide induced hepatotoxic effects in rats. Al-Azhar Journal of Pharmaceutical Sciences.*
- [36] Zargar, S., Wani, T. A., Alamro, A. A., & Ganaie, M. A. (2017). *Amelioration of thioacetamide-induced liver toxicity in Wistar rats by rutin. International Journal of Immunopathology and Pharmacology.*
- [37] Alkreathy, H. M., & Esmat, A. (2022). *Lycorine ameliorates thioacetamide-induced hepatic fibrosis in rats: Emphasis on antioxidant, anti-inflammatory, and STAT3 inhibition effects. Pharmaceuticals.*
- [38] Aly Hassan, S., Hammam, O., Awad Allah Hussein, S., & Magdi, W. (2021). *Thioacetamide-Induced Acute liver Failure and Prospect of Nano Antioxidant Based Therapy. Egyptian Journal of Chemistry.*
- [39] Albrakati, A., et al. (2025). *Protective effects of shikimic acid against thioacetamide-induced hepatic fibrosis. Frontiers in Pharmacology.*
- [40] Eldeeb, M., Tahoan, N., Alsayed Abdalfattah, A., & Younis, R. L. (2023). *Effect of Berberine on Thioacetamide Induced Hepatic Toxicity in Rats. Bulletin of Egyptian Society for Physiological Sciences.*
- [41] Marsh, H., & Rodriguez-Reinoso, F. (2006). *Activated Carbon.*
- [42] Demirbas, A. (2008). *Heavy metal adsorption onto agro-based waste materials: A review. Journal of Hazardous Materials.*
- [43] Moreno-Castilla, C. (2004). *Adsorption of organic molecules from aqueous solutions on carbon materials. Carbon.*
- [44] Foo, K. Y., & Hameed, B. H. (2010). *Insights into the modeling of adsorption isotherm systems. Chemical Engineering Journal.*

- [45] Zeroual, Y., Naja, J., Chehade, R., & Ammar, S. (2007). *Adsorption of textile dye from aqueous solutions on activated carbon prepared from olive stones. Journal of Hazardous Materials.*
- [46] Li, Y., Wang, X., & Zhao, X. (2023). *Removal of organic pollutants by adsorption technologies: mechanisms and applications. Chemical Engineering Journal.*
- [47] Wang, A., Liu, Q., & Zhang, T. (2021). *Influence of pore size distribution on dye adsorption by activated carbon: a comparative study. Chemical Engineering Journal.*
- [48] Halsey, G. D. (1952). *Physical adsorption on non-uniform surfaces. Journal of Chemical Physics.*
- [49] Han, X., Yang, H., & Liu, Y. (2021). *Application of adsorption process for effective removal of emerging contaminants from water and wastewater. Environmental Pollution.*
- [50] Zhao, S., Wu, M., & Chen, G. (2021). *Fundamentals of adsorption science and its application in wastewater treatment. Environmental Science & Technology.*
- [51] Alhujaily, M., et al. (2020). *Adsorption mechanisms of organic pollutants on activated carbons. Environmental Science and Pollution Research.*
- [52] Kumar, A., Singh, P., & Jain, V. (2022). *Interaction mechanisms in adsorption systems: A review. Journal of Colloid and Interface Science.*
- [53] Nazir, M. Z., et al. (2020). *Physisorption mechanisms of organic pollutants onto activated carbon: insights from experiments and simulations. Chemical Engineering Journal.*
- [54] Ruthven, D. M. (1984). *Principles of Adsorption and Adsorption Processes.*
- [55] Rouquerol, F., Rouquerol, J., & Sing, K. S. W. (1999). *Adsorption by Powders and Porous Solids: Principles, Methodology and Applications. Academic Press.*
- [56] El-Qada, E. I., Anderson, S. H., & Walker, G. M. (2019). *Analytical and descriptive review of adsorption mechanisms in wastewater treatment. Journal of Water Process Engineering.*
- [57] Singh, R. K., & Mehra, A. (2023). *Surface chemistry and adsorption mechanisms of activated carbon. Environmental Science & Pollution Research.*
- [58] Yilmaz, M., Özacar, M., & Şengil, İ. A. (2021). *Effect of solution pH on adsorption of dye molecules: A comprehensive review. Journal of Environmental Management.*
- [59] Ho, Y. S., & McKay, G. (1999). *Pseudo-second order model for sorption processes. Process Biochemistry.*

- [60] Lagergren, S. (1898). *Zur Theorie der sogenannten Adsorption gelöster Stoffe. Kungliga Svenska Vetenskapsakademiens Handlingar.*
- [61] Langmuir, I. (1918). *The adsorption of gases on plane surfaces of glass, mica and platinum. Journal of the American Chemical Society.*
- [62] Freundlich, H. (1906). *Über die Adsorption in Lösungen (On adsorption in solutions). Zeitschrift für Physikalische Chemie.*
- [63] Temkin, M. I., & Pyzhev, V. (1940). *Kinetics of ammonia synthesis on promoted iron catalysts. Acta Physicochimica URSS.*
- [64] Dubinin, M. M., & Radushkevich, L. V. (1947). *Equation of the characteristic curve of activated charcoal. Proceedings of the Academy of Sciences USSR.*
- [65] Skoog, D. A., Holler, F. J., & Crouch, S. R. (2014). *Fundamentals of analytical chemistry (9th ed.). Cengage Learning.*
- [66] Khelfaoui, A., & Chaouch, N. (2023). *Preparation and characterization of activated carbon for adsorption studies. Desalination and Water Treatment.*
- [67] Kessoum, M., Caqueret, V., Chedeville, O., Cagnon, B., Bostyn, S., & Porte, C. (2009). *Etude de la cinétique et de la thermodynamique d'adsorption de composés phénoliques en monosolutés et en mélange sur charbon actif. 12e congrès de la société française de génie des procédés, Marseille, France. HAL Open Science.*
- [68] Tchakala, I., Kodom, T., Alfa-Sika, M. S.-L., Bawa, M. L., & Djaneye-Boundjou, G. (2016). *Traitement d'une eau naturelle polluée par adsorption sur du charbon actif (CAK) préparé à partir de tourteaux de karité. Déchets Sciences et Techniques.*
- [69] Alkhabbas, M., Al-Ma'abreh, A. M., Edris, G., Saleh, T., & Alhmood, H. (2023). *Adsorption of Anionic and Cationic Dyes on Activated Carbon Prepared from Oak Cupules: Kinetics and Thermodynamics Studies. Int. J. Environ. Res. Public Health.*
- [70] Brahmia, O., Khelifa, A., & Benmoussa, H. (2016). *Cationic dye adsorption onto various natural adsorbents: Investigation of initial concentration, pH, and adsorption isotherms on activated carbon. Sciences & Technologie.*
- [71] Kouadria, A. F. (2025). *Élimination des polluants organiques des solutions aqueuses grâce à la capacité de sorption du charbon brut et activé [Mémoire de Master académique, Université de Tissemsilt].*
- [72] Karume, I., Bbumba, S., Tewolde, S., Mukasa, I. Z. T., & Ntale, M. (2023). *Impact of carbonization conditions and adsorbate nature on the performance of activated carbon in water treatment. BMC Chemistry.*

- [73] Baari, F., El Achaby, M., & El Haddad, M. (2025). *Adsorption isotherms, thermodynamics, and kinetics of activated carbon as adsorbent to water pollutants: A review. Chimica Techno Acta.*