



Université Constantine 1 Frères Mentouri
Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie

جامعة قسنطينة 1 الإخوة منتوري
كلية علوم الطبيعة والحياة

Département : Microbiologie

قسم : الميكروبيولوجيا

Mémoire présenté en vue de l'obtention du Diplôme de Master

Domaine : Sciences de la Nature et de la Vie

Filière : Sciences Biologiques

Spécialité : Microbiologie appliquée

N° d'ordre :

N° de série :

Intitulé :

Etude de l'application d'un procédé hybride pour le traitement des eaux usées rejetées par l'industrie de textile de la wilaya de Batna

Présenté par : DAHLOUM Khadidja

Le : 28/06/2025

DJEGHDIR Meriem

Jury d'évaluation

Président : ABDELAZIZ Ouided

(MCA - U Constantine 1 Frères Mentouri)

Encadrant : BELAHMADI Mohamed Seddik Oussama

(MRA – C.R.Bt, Constantine)

Co-encadrant : MEGHNOUS Ouissem

(MCB - U Constantine 1 Frères Mentouri)

Examineur : MEROUANE Fateh

(MCA – ENSB Toufik Kheznadar)

Année universitaire
2024 - 2025

Remerciement

Les travaux exposés dans ce mémoire ont été réalisés au sein du Centre de Recherche en Biotechnologie (C.R.Bt) de Constantine, au niveau des laboratoires d'analyse environnementale, d'analyse et de contrôle de la qualité, ainsi que de bactériologie.

Ce mémoire est le résultat d'un effort collectif, enrichi par le soutien précieux de nombreuses personnes que nous souhaitons remercier chaleureusement.

À l'issue de ce travail de recherche, nous tenons à exprimer notre vive gratitude à notre encadrant, **Monsieur BELAHMADI Mohamed Seddik Oussama**, ainsi qu'à **Monsieur ABDESSEMED Ala**, pour leur aide précieuse, leurs conseils et leurs encouragements. Nous les remercions également d'avoir dirigé ce travail et d'avoir investi en nous. Ils ont cru en ce projet et en son aboutissement depuis le début ; qu'ils trouvent ici l'expression de notre considération et de notre reconnaissance.

Nous tenons à remercier notre co-encadrant **Madame MEGHNOUS Ouissem** pour avoir accepté de diriger notre mémoire avec beaucoup d'attention et de soin, pour l'intérêt qu'elle porte à notre travail, ainsi que pour ses conseils, sa patience, sa disponibilité et ses encouragements. Sa bienveillance nous a permis de poursuivre ce projet de fin d'études avec endurance et abnégation.

Nous adressons également toute notre gratitude aux membres du jury qui ont évalué ce mémoire, en l'occurrence **Madame ABDELAZIZ Ouided**, qui nous a fait le grand honneur d'accepter de présider le jury de soutenance.

Nos vives gratitude et nos sincères remerciements vont à **Monsieur MEROUANE Fateh**, qui a accepté d'évaluer ce modeste travail en tant qu'examinateur.

Enfin, Nos sincères remerciements vont également à l'ensemble du personnel technique du laboratoire d'analyse environnementale du C.R.Bt, notamment Mme **BOUGANDOURA M.**, **BECHELEM R.**, Mme **KHODJA R.** et Mme **HADAD R.**, pour leur précieux soutien et leur serviabilité exceptionnelle.

Dédicaces

Je tiens tout d'abord à remercier Allah qui m'a aidé à faire ce mémoire, Je le dédie :

*À mon père **El Hacem**, Celui à qui je dois la vie, ma réussite, et tout mon respect.
Par ta rigueur, ton courage et ta patience, tu m'as transmis la valeur du travail et de la persévérance. Ton soutien, toujours discret mais infiniment précieux, m'a porté dans les moments les plus décisifs. Ton exemple a tracé le chemin, bien au-delà de ce que tu pourrais imaginer.*

*À ma chère maman **Djamila**,
Ton amour, ta tendresse et ta force m'ont porté dans les moments les plus difficiles. Tu es ma lumière, mon refuge et ma première source d'inspiration. Merci pour chaque sacrifice silencieux et chaque mot d'encouragement. Ce travail est aussi le tien.*

*À mon frère **Dawad**, pour sa présence rassurante, son humour et son soutien fraternel.*

*À mon adorable sœur **Hawaa**, qui sait toujours comment procurer la joie et le bonheur pour toute la famille.*

*À mes amis les plus chers **Meriem, Chaima, Malak, kawther et khouloud**, Merci pour vos mots justes, vos épaules solides, et votre indéfectible soutien. Vous avez été des piliers dans cette aventure.*

*À tous les membres de ma famille **DAHLOUM et BOUNAMA***

À travers ses lignes je ne peux pas vous décrire tous mes sentiments d'amour, le seul mot que je peux dire est merci, vraiment merci beaucoup à toute personne qui a contribué à la réalisation de ce mémoire.

*Enfin, je me remercie **Khadidja**, pour tout l'effort que j'ai fait pour être là maintenant, et toute la patience, merci car elle ne m'a pas laissé tomber malgré Tout.*

Khadidja

Dédicace

C'est avec des émotions profondes et une immense gratitude que je dédie ce modeste travail aux personnes les plus chères à mon cœur :

*À ma chère mère **Rebiha**, aucune parole ne saurait exprimer tout le respect, l'amour éternel et la reconnaissance sincère que je vous porte pour les sacrifices que vous avez consentis afin de m'éduquer et de veiller à mon bien-être. Merci pour votre soutien constant, et pour cet amour inépuisable que vous m'accordez depuis mon enfance. Je prie Dieu, le Très-Haut, pour que ce travail soit l'exaucement de vos prières, la réalisation de vos espoirs, et le fruit de vos innombrables sacrifices. Que Dieu vous accorde santé, longue vie et bonheur.*

*À la mémoire de mon père **Ahmed**, je dédie ce travail à mon père bien-aimé, dont l'amour et les conseils continuent de m'accompagner. Je prie Dieu de lui accorder Sa miséricorde et de faire de son repos un jardin de paix.*

*À mes frères et sœurs **Mouhamed, Moussa, Zakaria, Fatiha, Souhiela et Moufida**, leurs épouses et époux respectés. Merci de tout cœur pour votre affection, votre soutien et votre présence bienveillante à mes côtés.*

*À mon binôme et amie chère **Khadidja**. Merci pour ta compréhension, ta douceur et ta patience inlassable tout au long de ce parcours.*

*Aux enfants bien-aimés de la famille **Yasser, Ahmed Mouetasim Biallah, Batoul, Layan Tasnim et Djouri**, vous êtes ma lumière et ma source de bonheur.*

*À mon amie fidèle **Oumnia**. Merci pour ton amitié sincère et ton soutien constant.*

*À tous les membres de ma famille **Djeghdir et Hebik**.*

À tous ceux que j'aime et qui m'aiment.

Djeghdir Meriem

L'objectif de la présente étude est d'évaluer l'efficacité de divers procédés de traitement pour la dépollution des effluents textiles fortement chargés en colorants et en matières organiques, en mettant l'accent sur des approches écologiques et durables. Cette étude propose essentiellement sur la valorisation des déchets pour la préparation d'un bioadsorbant (charbon actif), ainsi qu'une évaluation comparative de traitement de l'effluent par des méthodes physiques, biologiques et hybrides. Le procédé d'adsorption est effectué par l'utilisation du charbon actif encapsulé dans une matrice polymérique, permettant la rétention des polluants. Ce matériau présente une structure chimique et texturale adaptée aux applications environnementales, notamment en termes de surface spécifique et de porosité. En parallèle, un traitement biologique a été mis en œuvre par des bactéries indigènes, isolées à partir des effluents textiles de la wilaya de Batna, capables de dégrader certains colorants et matières organiques. Toutefois, les performances limitées observées dans ce traitement ont mis en évidence la nécessité de le coupler à une méthode physique afin d'en améliorer son efficacité. Un procédé hybride, innovant a ainsi été développé, combinant l'adsorption et la bioremédiation par l'encapsulation simultanée du charbon actif et des bactéries. Ce traitement a montré des performances remarquables, avec des taux d'éliminations de 90,33 % du TOC et de 53,40 % pour la DCO après 21 jours de traitement. Ces résultats expérimentaux mettent en évidence la synergie entre les mécanismes d'adsorption et de biodégradation dans le système hybride, confirmant ainsi son efficacité pour éliminer des effluents organiques complexes, offrant ainsi une alternative efficace et éco-compatible pour le traitement des eaux usées issues de l'industrie textile. Ce travail contribue à proposer des solutions viables pour la réduction de la pollution industrielle et la préservation des écosystèmes aquatiques.

Mots clés : Pollution, Effluent, Adsorption, Charbon actif, Bactérie, Encapsulation, Bioremédiation.

The objective of this study is to evaluate the effectiveness of various treatment processes for the decontamination of textile effluents heavily loaded with dyes and organic matter, with a focus on ecological and sustainable approaches. This study primarily explores the valorization of waste for the preparation of a bioadsorbent (activated carbon), as well as a comparative assessment of effluent treatment using physical, biological, and hybrid methods. The adsorption process was carried out using activated carbon encapsulated in a polymer matrix, allowing for the retention of pollutants. This material exhibits a chemical and textural structure suitable for environmental applications, particularly in terms of specific surface area and porosity. In parallel, a biological treatment was implemented using indigenous bacteria isolated from textile effluents in the Batna region, capable of degrading certain dyes and organic substances. However, the limited performance observed with this treatment highlighted the need to couple it with a physical method to enhance its efficiency. An innovative hybrid process was thus developed, combining adsorption and bioremediation through the simultaneous encapsulation of activated carbon and bacteria. This treatment demonstrated remarkable performance, with removal rates of 90,33 % for TOC and 53,40 % for COD after 21 days of treatment. These experimental results highlight the synergy between adsorption and biodegradation mechanisms in the hybrid system, confirming its effectiveness in eliminating complex organic effluents and offering an efficient and eco-friendly alternative for treating wastewater from the textile industry. This work contributes to proposing viable solutions for reducing industrial pollution and preserving aquatic ecosystems.

Keywords : Pollution, Effluent, Adsorption, Activated carbon, Bacteria, Encapsulation, Bioremediation.

تهدف هذه الدراسة إلى تقييم فعالية مختلف عمليات المعالجة في إزالة التلوث من مياه الصرف الصناعي الناتجة عن صناعة النسيج، والتي تحتوي على كميات كبيرة من الأصباغ والمواد العضوية، مع التركيز على الأساليب البيئية والمستدامة. تعتمد الدراسة بشكل رئيسي على تئمين النفايات لتحضير مادة ماصة حيوية (الفحم المنشط)، إلى جانب إجراء تقييم مقارنة لمعالجة مياه الصرف باستخدام طرق فيزيائية، بيولوجية، وهجينة. تم تنفيذ عملية الامتصاص باستخدام الفحم المنشط المغلف داخل مصفوفة بوليمرية، مما يسمح باحتجاز الملوثات، حيث يتميز هذا المادة ببنية كيميائية ونسجية مناسبة للتطبيقات البيئية، خاصة من حيث المساحة السطحية النوعية والمسامية. بالتوازي، تم تطبيق معالجة بيولوجية باستخدام بكتيريا محلية معزولة من مياه صرف مصانع النسيج في ولاية باتنة، قادرة على تحليل بعض الأصباغ والمواد العضوية، إلا أن محدودية نتائج هذا العلاج أظهرت الحاجة إلى دمج بطريقة فيزيائية لتعزيز كفاءته. ومن هذا المنطلق، تم تطوير طريقة هجينة مبتكرة تجمع بين الامتصاص والمعالجة البيولوجية من خلال التغليف المتزامن للفحم المنشط والبكتيريا. وقد أظهر هذا العلاج أداءً مميزاً، حيث تم تسجيل نسب إزالة بلغت 33،90 % للكربون العضوي الكلي (TOC) و40،53 % للطلب الكيميائي على الأوكسجين (DCO) بعد 21 يوماً من المعالجة. وتُظهر هذه النتائج التجريبية وجود تآزر فعال بين آليتي الامتصاص والتحلل البيولوجي داخل النظام الهجين، مما يؤكد فعاليته في إزالة الملوثات العضوية المعقدة، ويقدم بديلاً فعالاً وصديقاً للبيئة لمعالجة مياه الصرف الصناعي الناتجة عن صناعة النسيج، مما يساهم في إيجاد حلول فعالة للحد من التلوث الصناعي والحفاظ على النظم البيئية.

الكلمات المفتاحية : التلوث، مياه الصرف الصحي، الامتزاز، الفحم المنشط، البكتيريا، التغليف، المعالجة البيولوجية.

Liste Des Figures

Synthèse bibliographique

Figure 1 : Différentes partie (chromophore-chromogène-auxochrome) de colorant Chrysophenine G, C. I. Direct Yellow 12 (C. I. 24895)	8
Figure 2 : (a) Les différentes parties de <i>Crocus sativus linnaeus</i> , (b) Cochenille : <i>Coccus cacti</i>	9
Figure 3 : Structure du colorant azoïque [Reactive Red 2]	11
Figure 4 : Structure du colorant anthraquinone [Reactive Bleue].....	11
Figure 5 : Structure du colorant indigoïde : Vat Blue 1, (C.I.73001)	12
Figure 6 : Structure du colorant indigoïde : C. I. Basic Violet 10, (C.I.45170).....	12
Figure 7 : Structure du colorant phtalocyanines. Rhodamine B, C. I. Direct Blue 86, (C.I.74180)	13
Figure 8 : Structure du colorant nitré et nitrosé	13
Figure 9 : Structure du colorant triphénylméthane. C. I. Basic Green 9.....	14
Figure 10 : Structure du colorant acide azoïque. Acid red 27, (C.I.16185)	15
Figure 11 : Structure de colorant Basique Blue 24	15
Figure 12 : Structure du colorant de cuve, anthraquinones. C. I. Vat Black 25, (C.I.69525).	17
Figure 13 : Structure de colorant C. I. Directed red 2.....	17
Figure 14 : Structure chimique du Leuco Sulfur black 1 et Sulfur black	18
Figure 15 : Structure du colorant dispersé Bleu 6.....	18
Figure 16 : Structure du colorant acide azoïque. Reactive red 3, (C.I.18159).....	19
Figure 17: Impact des rejets textiles sur l'environnement et la santé.	20
Figure 18 : Phénomène d'adsorption	27

Matériel et méthodes

Figure 19 : Lavage et traitement des déchets avec l'Hexane : (a) Lavage, (b) Traitement avec l'Hexane	37
Figure 20 : Répartition des déchets rincés et égouttés sur des plateaux avant le séchage final en étuve.	37
Figure 21 : Les déchets bruts après broyage.	38

Figure 22 : Séchage et broyage de l'échantillon : (a) Après lavage, (b) Après séchage, (c) Après broyage.	42
Figure 23 : le charbon brut entassé dans le creuset.	42
Figure 24 : Processus de l'encapsulation de charbon actif.	46
Figure 25 : Séchage de Charbon actif-Bactéries encapsulé dans l'alginate de calcium sous (PSM)	47
Figure 26 : Préparation de dilution 1/10 de l'effluent.	48
Figure 27 : Traitement physique de l'effluent avec le charbon actif encapsulé.	49
Figure 28 : Répartition de l'effluent dilué dans des erlenmeyers de 100 ml et pesée de 1 g de charbon actif encapsulé avant agitation.	50
Figure 29 : Analyseur COT (TELEDYNE TEKMAR).	52
Figure 30 : Bloc chauffant (WTW CR2200).	53

Résultats et discussion

Figure 31 : Charbon brut avant et après calcination.	56
Figure 32 : le charbon actif : (a) après activation chimique, (b) après broyage.	58
Figure 33 : Représentation graphique du point de charge zéro.	59
Figure 34 : Le spectre Raman du charbon actif.	61
Figure 35 : Le Spectres FTIR de la matière brute et du charbon actif.	64
Figure 36 : Evolution de couleur au fil de traitement de l'effluent par traitement chimique.	67
Figure 37 : Courbes de diminution du TOC de l'effluent traité pour les trois méthodes.	68
Figure 38 : Évolution de la teneur en carbone organique total (TOC) après différents types de traitements de l'effluent textile.	69
Figure 39 : Évolution de la demande chimique en oxygène après différents types de traitements de l'effluent textile.	70
Figure 40 : Évolution de (TOC) et de (DCO) après différents types de traitements de l'effluent textile.	74
Figure 41 : Cinétique de la croissance bactérienne dans le système Hybride et biologique... ..	74
Figure 42 : les souches de Bacillus obtenues après traitement : (a) Traitement biologique, (b) Traitement hybride.	76
Figure 43 : Evolution spectrale de la dégradation de l'effluent industriel par le système hybride.	77

Liste Des Tableaux

Synthèse bibliographique

Tableau 1 : Principaux groupes chromophores et auxochromes classés par intensité croissante (Kasiri, 2011).	7
Tableau 2 : Valeurs limites des paramètres de rejets d'effluents textiles (Journal Officiel de La République Algérienne N° 26, 2006).....	23
Tableau 3 : Principaux avantages et inconvénients des POA.	25

Matériel et méthodes

Tableau 4 : Les souches isolées et identifiées à partir de l'effluent selon les résultats de l'analyse de l'ADNr16s.	35
--	----

Résultats et discussion

Tableau 5 : Caractéristiques physico-chimiques de la matière première.....	54
Tableau 6 : Les principales bandes observées et leurs interprétations.....	65

Liste Des Abréviations

THM : Trihalométhanes.

DCO : Demande chimique en oxygène.

DBO₅ : Demande biochimique en oxygène.

DL₅₀ : Dose létale 50.

CL₅₀ : Concentration létale 50.

GES : Gaz à effet de serre.

POA : Procédés d'Oxydation Avancé.

Df : Coefficient de diffusion.

Ds : Coefficient de diffusion de surface.

•OH : Radicale Hydroxyle.

Remerciements	
Dédicace	
Dédicace	
Résumé	
Abstract	
ملخص	
Liste des Figures	
Liste des Tableaux	
Liste des abréviations	
Table des matières	

Synthèse bibliographique

Introduction.....	1
Chapitre I : Industrie textile, colorants utilisés et impact environnemental	
1. Industrie textile	3
1.1. Généralité	3
1.2. Industrie de textile en Algérie.....	3
1.3. Impact de la pollution des industries de textile sur les écosystèmes	4
1.3.1. Pollution atmosphérique.....	4
1.3.2. Pollution de l'eau et de sol.....	5
2. Colorants de l'industrie textile	5
2.1. Historique et origine des colorants.....	5
2.1.1. Colorants naturels	6
2.1.2. Colorants synthétiques.....	6
2.2. Définition et nature du colorant	6
2.3. Structure chimique des colorants.....	7
2.3.1. Groupement chromophore	7
2.3.2. Groupement auxochrome	7
2.4. Substances colorantes et phénomène de coloration.....	8
2.5. Nomenclature et classification des colorants.....	8
2.5.1. Classification technique	8
2.5.2. Classification technologique	10
2.5.3. Classification chimique	10
2.5.4. Classification tinctoriale	14

2.6.	La toxicité des colorants.....	19
2.6.1.	Définition de la toxicité	19
2.6.2.	Manifestations de toxicité	19
2.6.3.	Évaluation de la toxicité des colorants.....	19
2.7.	Colorants et impacts sur l'environnement et la santé	20
2.7.1.	Dangers évidents.....	20
2.7.2.	Dangers à long terme	21
2.8.	Normes Algériennes.....	22

Chapitre II : Stratégies appliquées pour le traitement des effluents des industries de textile

1.	Généralités	24
2.	Méthodes de traitement des eaux usées issues de l'industrie textile	24
2.1.	Méthode de traitement chimique	24
2.1.1.	Procédés d'oxydation avancée (POA).....	24
2.2.	Méthodes de traitement physique	25
2.2.1.	Coagulation/Floculation (Méthode physico-chimique).....	25
2.2.1.	Adsorption.....	26
2.3.	Traitement biologique	29
2.3.1.	Décoloration par les bactéries	30
2.4.	Procédés de traitement hybride.....	31

Matériel et méthodes

1.	Objectif	33
2.	Caractérisation physico-chimique de l'effluent	33
3.	Matériel biologique.....	34
3.1.	Souches bactériennes	34
3.2.	Revivification des souches bactériennes.....	36
4.	Préparation du charbon actif (CA)	36
4.1.	Sélection de la matière première.....	36
4.2.	Prétraitement de la matière première	36
4.2.1.	Lavage.....	36
4.2.2.	Egouttage et séchage	37
4.2.3.	Broyage.....	37
4.3.	Analyse physico-chimique de la matière première	38

4.3.1.	Mesure du pH	38
4.3.2.	Mesure de la conductivité électrique	38
4.3.3.	Dosage de l'Azote totale (Méthode de Kjeldahl)	39
4.3.4.	Matière organique (MO)	40
4.4.	Activation du charbon	41
4.4.1.	Activation physique.....	41
4.4.2.	Activation chimique	41
4.5.	Caractérisation physicochimique de charbon actif.....	43
4.5.1.	Point de charge zéro (pHpzc).....	43
4.5.2.	Test de RAMAN	43
4.5.3.	Test de Fourier Transform Infrared Spectroscopy (FTIR)	44
5.	Encapsulation de charbon actif	45
5.1.	Synthèse des billes alginate de calcium-charbon actif	45
5.1.2.	Préparation de solution d'alginate de sodium à 3 % et incorporation du charbon actif	45
5.1.2.	Préparation de solution de chlorure de calcium à 2%.....	45
5.1.3.	gélification ionique de charbon actif.....	45
5.1.4.	Séchage.....	46
5.2.	Synthèse des billes alginate de calcium-charbon actif- bactéries	46
5.2.1.	Préparation de l'inoculum.....	46
5.2.2.	Préparation des solutions d'alginate de sodium à 3 % et de CaCl ₂ à 2 %..	47
5.2.3.	Préparation de charbon actif	47
5.2.4.	Incorporation de l'inoculum dans la solution d'alginate-charbon actif.....	47
6.	Suivie de la dégradation de l'effluent avec différents procédés	48
6.1.	Dilution de l'effluent	48
6.2.	Traitement de l'effluent.....	48
6.2.1.	Procédé d'adsorption (charbon actif encapsulé)	48
6.2.2.	Procédé de bioremédiation (consortium bactérien)	49
6.2.3.	Procédé hybride (charbon actif-bactéries).....	50
6.3.	Analyses physicochimiques de l'effluent après traitement.....	51
6.3.1.	Virage de couleur et mesure de pH.....	51
6.3.2.	Détermination du carbon organique totale (COT)	51
6.3.3.	Détermination de la demande chimique en oxygène (DCO)	52

6.3.4.	Étude spectrale de l'effluent et la mesure des absorbances (Spectre à évolution UV-Visible).....	53
---------------	---	-----------

Résultats et discussion

1.	Analyses physico-chimiques de la matière première.....	54
2.	Caractérisation physicochimique de charbon actif	58
2.1.	Point de charge zéro (pHpzc).....	59
2.2.	Test de RAMAN	61
2.3.	Test de Fourier Transform Infrared Spectroscopy (FTIR)	63
3.	Suivi de la dégradation de l'effluent et du colorant	67
3.1.	Traitement par adsorption sur charbon actif.....	67
3.1.1.	Évolution de la couleur et du pH	67
3.1.2.	Carbone organique totale (COT)	68
3.1.3.	Demande chimique en oxygène	69
3.2.	Traitement biologique (consortium bactériens)	71
3.3.	Traitement hybride (charbon actif-bactéries)	72
4.	Comparaison des différents systèmes de traitement	73
5.	Souches microbiennes montrant un potentiel de décoloration de l'effluent (après traitement)	76
6.	Étude spectrale de l'effluent après traitement hybride (Spectre a évolution UV-Vis)77	
	Conclusion.....	79

Références bibliographiques

Annexes

La pollution des écosystèmes en particulier les écosystèmes aquatiques constitue l'un des enjeux environnementaux majeurs du XXI^e siècle. Elle résulte principalement des activités anthropiques qui génèrent dans les milieux naturels des quantités excessives de substances chimiques, organiques ou métalliques, excédant leur capacité d'autoépuration. Ces apports détériorent la qualité de l'eau, provoquent l'accumulation de substances toxiques dans les organismes aquatiques et perturbent les équilibres biologiques (**European Environment Agency, 2023 ; Xu et al., 2024**).

Parmi les sources de pollution les plus préoccupantes, la pollution industrielle, en particulier celle générée par l'industrie textile. Ce secteur, classé au deuxième rang mondial des industries les plus polluantes après le pétrole, se caractérise par une consommation massive d'eau, d'énergie et de substances chimiques à chaque étape de production-teinture, blanchiment, impression, finition-généralisant des rejets chargés en colorants, solvants, métaux lourds et autres composés organiques persistants (**Ellen MacArthur Foundation, 2017**). Ces effluents, sont souvent rejetés sans traitement préalable, notamment dans les pays en développement où les réglementations environnementales sont peu appliquées (**European Parliament, 2023**).

Pour contribuer à la réduction de cette pollution, la recherche de solutions efficaces pour traiter les effluents textiles s'impose comme une priorité. Plusieurs approches ont été développées, incluant des procédés chimiques, physiques, biologiques et hybrides. Le procédé biologique, repose sur l'utilisation de bactéries indigènes, capables de dégrader certaines substances organiques, présente l'avantage d'être écologique, face aux composés organiques, mais reste limitée réfractaires. L'adsorption sur charbon actif encapsulé dans une matrice polymérique est une alternative rapide et économique, permettant de piéger efficacement les polluants, bien que ce procédé reste non destructif. Enfin, les procédés hybrides, combinant l'adsorption et la biodégradation, apparaissent comme une solution innovante pour surmonter les limites des approches individuelles.

L'unité textile EATIT de Batna rejette dans le milieu naturel des effluents non traités qui constituent une source majeure de pollution hydrique locale. Selon les travaux de **Benaissa et Boudiaf (2024)**, ces effluents présentent une forte alcalinité et une charge organique importante. Ces propriétés rendent leur traitement particulièrement difficile par les méthodes conventionnelles, souvent inefficaces face à des composés organiques réfractaires. Pour faire face à cette problématique, des stratégies de traitement ont été expérimentées par

l'équipe de « Bioremédiation Restauration des Écosystèmes » du Centre de Recherche en Biotechnologie (C.R.Bt) de Constantine, telles que la biodégradation par des bactéries indigènes, les procédés d'oxydation avancée, ainsi que des approches hybrides, qui ont montré un potentiel intéressant en matière de réduction de la charge polluante notamment les colorants.

Dans cette optique, une question centrale se pose : un procédé hybride combinant l'adsorption sur charbon actif et la biodégradation microbienne est-il capable de réduire efficacement la charge organique des effluents textiles complexes de l'unité EATIT, tout en assurant une efficacité durable et une adaptabilité aux conditions locales de traitement ?

L'objectif de la présente étude est de développer et d'évaluer un procédé de traitement hybride combinant adsorption sur charbon actif issu de déchets valorisés et biodégradation par des bactéries indigènes, afin de traiter efficacement les effluents textiles de l'unité EATIT de Batna. Pour ce faire, trois approches physique, biologique et hybride sont comparées en termes de performance d'élimination de la charge organique, de la couleur et des composés réfractaires, dans le but d'identifier le procédé le plus adapté aux caractéristiques locales de ces effluents.

Ce manuscrit est structuré en trois grandes parties :

La première partie, de nature bibliographique, qui comporte deux chapitres :

- Chapitre I : Industrie textile, colorants utilisés et impact environnemental ;
- Chapitre II : Stratégies appliquées pour le traitement des effluents des industries de textile.

La deuxième partie est dédiée à la méthodologie mise en œuvre.

La troisième partie présente et analyse les résultats obtenus.

L'ensemble se conclut par une conclusion récapitulant les principaux résultats et ouvrant des perspectives futures.

Synthèse bibliographique

Chapitre I : Industrie textile, colorants utilisés et impact environnemental

1. Industrie textile

1.1. Généralité

Le secteur de l'industrie textile revêt une importance économique considérable à la suite de la révolution industrielle. Cette dernière a permis une transformation du secteur, passant d'une production artisanale à une production hautement mécanisée, entraînant ainsi le développement des mines, de la sidérurgie, de la métallurgie et des modes de transport. Ce secteur est chargé de transformer diverses matières premières telles que les fibres animales, végétales et synthétiques en fils et en tissus (Al-Azzawi et Al-alwan, 2025).

L'industrie textile englobe, en fonction du type de textile, un large éventail d'opérations allant de la conception à la production et à la commercialisation de textiles et de vêtements. Parmi les opérations le plus spectaculaires figure la finition, qui consiste en l'application de divers traitements tels que le blanchiment, la teinture et l'impression par l'utilisation de colorants. La finition textile joue un rôle clé pour améliorer les qualités esthétiques des tissus et ajouter des propriétés techniques spécifiques à chaque tissu (Sarkar *et al.*, 2024).

Concomitant et à la suite de la hausse de la demande mondiale en vêtements, l'industrie du textile devient plus polluante et contribue notablement à la détérioration de l'environnement. Cela est attribué aux déchets qui sont déversés sans traitement dans l'environnement, mais aussi à l'utilisation extensive de produits chimiques lors des opérations de teinture, d'achèvement et de traitement des textiles, y compris les colorants, les biocides, les agents de finition et de blanchiment, etc. (Parlement européen, 2019).

1.2. Industrie de textile en Algérie

Après l'indépendance de l'Algérie, l'industrie textile est devenue un secteur stratégique. Elle a pris son envol le 3 septembre 1964 avec la fondation de la première société nationale de confection, la SONAC (Journal Officiel de La République Algérienne N° 74, 1966). Elle a été convertie en Société Nationale des Industries Textiles SONITEX le 22 juillet 1966 (Journal Officiel de La République Algérienne N° 96, 1972). Entre 1982 et 1998, suite à diverses réorganisations, plusieurs sociétés publiques ont été

prises en place. Ces changements visaient à dissocier les rôles de production, de commercialisation et d'investissement. Au sein de la SONITEX, cela a abouti à la création de six entités spécialisées selon des segments technologiques : COTITEX (coton), ELATEX (laine), SOITEX (soie), INDITEX (textile industriel), ECOTEX (confection et bonneterie) ainsi que DISTRITEX. Le 10 août 1999 a marqué la naissance du Groupe Industriel du Textile TEXMACO, constitué de 24 unités de production. Ensuite, le 8 décembre 2011, TEXMACO a établi TEXALG SPA, qui à présent dispose de 17 sites de production répartis sur l'ensemble du pays (**L'Algérienne des textiles, 2011**).

Selon l'**Agence Ecofin (2023)**, un complexe textile Algéro-Turc Tayal, situé dans la zone industrielle de Sidi Khettab dans la wilaya de Relizane, a conclu un accord le 10 avril 2023.

D'après des statistiques, l'Algérie a réalisé des importations de textile et cuir s'élevant à 749 millions de dollars durant les onze premiers mois de 2022, comparativement à 1,1 milliard de dollars en 2022. De plus, en 2021, les ventes à l'étranger atteignent 26,32 millions de dollars, tandis que les achats de vêtements en provenance de l'étranger se sont chiffrés à 295,40 millions de dollars (**Rezig, 2023**).

1.3. Impact de la pollution des industries de textile sur les écosystèmes

La pollution constitue un enjeu majeur pour l'environnement, caractérisée comme toute matière ou source d'énergie polluante émanant des activités humaines, qui est rejetée intentionnellement ou de façon accidentelle dans l'environnement (**Smith et McDoudal, 2017**). Ces agents polluants peuvent prendre diverses formes (chimique, biologique, sonore, etc.), provoquant une altération de divers écosystèmes (**Veyret, 2007**). Néanmoins, le domaine de l'industrie textile figure parmi les secteurs les plus polluants à l'échelle globale, répondant à la responsabilité de :

1.3.1. Pollution atmosphérique

Les activités industrielles humaines sont principalement responsables de la contamination de l'air, en raison des fumées et des substances chimiques produites (**Avanthika, 2021**). Ce genre de pollution provoque divers changements climatiques, notamment le réchauffement planétaire dû à l'effet de serre. Par ailleurs, à l'échelle régionale, la pollution atmosphérique peut avoir des conséquences significatives, notamment l'acidification de la pluie et des eaux superficielles ainsi que la détérioration des forêts. À

une échelle locale, ce type de pollution est à l'origine de diverses affections, en particulier respiratoires (**Kumbha, 2024**).

Selon **Davda (2024)**, l'industrie textile est responsable de 8 % à 10 % des émissions mondiales de gaz à effet de serre (GES) occupant la deuxième place après l'industrie pétrolière, avec un bilan Carbon de quatre milliards de tonnes d'équivalent de CO₂ chaque année dans le monde.

1.3.2. Pollution de l'eau et de sol

Selon **Davda (2024)**, l'industrie textile utilise une énorme quantité d'eau, environ 93 milliards de mètres cubes par an, essentiellement à cause de la production de coton. La production d'un kilogramme de coton nécessite entre 5 000 et 17 000 litres d'eau. Cette culture consomme environ 5 % des pesticides et 10 % des fertilisants produits à l'échelle mondiale (phosphore, azote). Ces substances s'infiltrant dans le sol, deviennent une partie intégrante du cycle de l'eau et entraînent la pollution des nappes phréatiques ainsi que d'autres écosystèmes aquatiques naturels, conduisant ainsi à l'eutrophisation (**Gaborit, 2025**).

De plus, elle est à l'origine de 20 % de la contamination globale de l'eau potable résultant des procédés de coloration et d'achèvement des textiles, étant donné que les produits chimiques (solvants chlorés, acides, métaux lourds présents dans les pigments) sont déversés dans les eaux résiduaires sans être traités par les stations d'épuration industrielles (**Davda, 2024**).

2. Colorants de l'industrie textile

2.1. Historique et origine des colorants

Depuis l'Antiquité, l'histoire des teintures et celle des tissus sont étroitement interconnectées. Il est probable que durant l'ère du bronze, la phase d'expérimentation de la coloration des textiles a débuté en raison de l'augmentation progressive de la production textile au fil des années. Pour comprendre l'histoire des colorants, il est important de distinguer entre les colorants naturels et synthétiques.

2.1.1. Colorants naturels

Les pigments minéraux des peintures rupestres ont résisté jusqu'à 30 000 ans, tandis que les teintures textiles d'origine végétale et animale remontent à environ 4 000 ans. Les colorants employés proviennent de sources animales (cochenille, murex), végétales (indigo, noyer, etc.) ou minérales (*Lapis lazuli*, etc.) (Ali, 2024).

2.1.2. Colorants synthétiques

- 1856 : William Henry Perkin réalise la première synthèse de la mauvéine et établit la première grande usine de colorants synthétiques.
- 1858 : François Emmanuel Verguin parvient à synthétiser la fuchsine (magenta). Ainsi que, la découverte de la chimie azoïque a lieu.
- 1862 : Johann Peter Griess produit les premiers colorants azotés *via* diazotation.
- 1868 : Les chimistes Allemands Karl Graebe et Karl Libermann mettent au point la synthèse de l'alizarine (isolé en 1826), qui est un colorant.
- 1876 : Heinrich Caro dépose le premier brevet concernant la synthèse d'un colorant (bleu de méthylène).
- 1878 : A. De Bayer réussit à réaliser une synthèse totale de l'indigo. C'est le premier cas de synthèse délibérée d'un produit naturel effectué par Adolf Von Baeyer (1835-1917) avec ses collaborateurs Karl Graebe, Karl Libermann et Heinrich Caro, qui ont réussi à synthétiser l'indigo en 1880 (Chetioui, 2010).

2.2. Définition et nature du colorant

Les colorants sont des substances possédant leur propre couleur et capables de teinter les fibres grâce à leur affinité spécifique avec ces dernières. Cette affinité est particulièrement marquée pour les teintures à caractère acide ou basique prononcé. De plus, ces composés se distinguent également par leur capacité d'absorber la lumière dans le spectre visible, compris entre 380 nm à 750 nm (Kasiri, 2011).

Deux grandes catégories de colorants sont distinguées en fonction de leur origine : les colorants naturels issus de sources végétales ou animales (comme la cochenille du Mexique, et la betterave), et les colorants synthétiques, obtenus par de la synthèse chimique (Chetioui, 2010). Ces derniers doivent répondre à plusieurs critères, notamment une résistance à l'abrasion, une photostabilité, une résistance à l'oxydation chimique (en particulier aux détergents) ainsi qu'aux attaques microbiennes. Ces propriétés sont essentielles pour

prolonger la durée de vie des produits textiles sur lesquels ils sont appliqués (**Ben Mansour et al., 2011**).

2.3. Structure chimique des colorants

La capacité d'un corps à absorber les rayonnements lumineux, ainsi transformer la lumière blanche en lumière colorée par réflexion, diffusion ou transmission, dépend étroitement de sa composition chimique et de sa structure atomique (**Kasiri, 2011**).

2.3.1. Groupement chromophore

Il s'agit des groupes aromatiques (système π), conjugués (liaison π), qui possèdent des liaisons insaturées ou qui contiennent des complexes de métaux de transition. Ces derniers sont à l'origine de l'absorption sélective d'énergie. L'intensité de la couleur est déterminée par le nombre d'électrons fournis par le groupe chromophore (plus le nombre d'électrons est important, plus la couleur est prononcée) (**Kasiri, 2011**). Selon **Ben Mansour et al. (2011)**, ces colorants organiques sont des dérivés éthyliques qui contiennent un ou plusieurs groupes (**Tableau 1**).

2.3.2. Groupement auxochrome

Il s'agit d'atomes qui provoquent des modifications de couleur ou leur intensification, comportant des groupes salifiables acides ou basiques qui garantissent leur adhérence sur les fibres (**Tableau 1**) (**Kasri, 2011**).

Tableau 1 : principaux groupes chromophores et auxochromes classés par intensité croissante (**Kasiri, 2011**).

Groupes chromophores	Groupes auxochromes
Azo ($-\text{N}=\text{N}-$)	Amino ($-\text{NH}_2$)
Nitroso ($-\text{NO}$ ou $-\text{N}-\text{OH}$)	Méthylamino ($-\text{NHCH}_3$)
Carbonyl ($>\text{C}=\text{O}$)	Diméthylamino ($-\text{N}(\text{CH}_3)_2$)
Vinyl ($>\text{C}=\text{C}<$)	Hydroxyl ($-\text{OH}$)
Nitro ($-\text{NO}_2$ ou $=\text{NO}-\text{OH}$)	Alkoxy ($-\text{OR}$)
Sulphure ($>\text{C}=\text{S}$)	Groupes donneurs d'électrons

Globalement, la structure des colorants est un assemblage des groupes chromophores, auxochromes et groupes aromatiques conjugués (cycle benzénique, anthracène, perylène...), l'exemple suivant illustre les différentes parties d'un colorant.

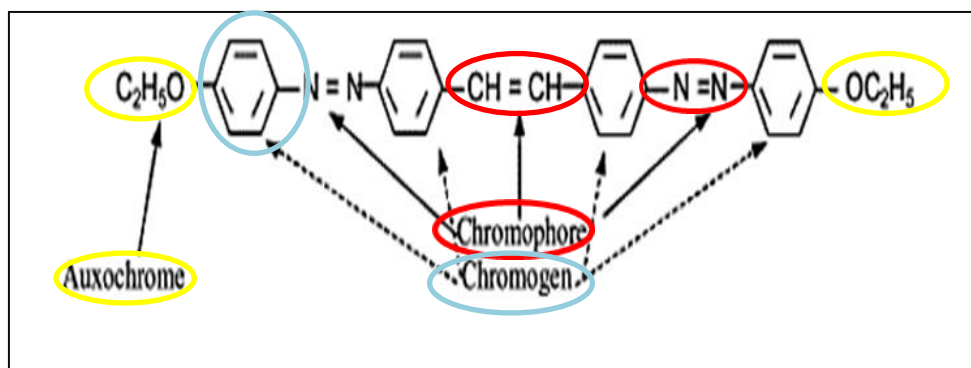


Figure 1 : Différentes partie (chromophore-chromogène-auxochrome) de colorant Chrysophenine G, C. I. Direct Yellow 12 (C. I. 24895) (Chakraborty, 2010).

2.4. Substances colorantes et phénomène de coloration

Il est primordial de différencier les colorants spécifiques, les pigments et les pigments destinés aux laques.

- Les colorants sont des composés solubles, conférant une couleur à la solution dans laquelle ils sont dissous.
- Les pigments sont des substances colorées insolubles dans l'eau et qui n'adhèrent pas aux fibres, ils sont utilisés dans l'industrie (peintures et encres) pour réaliser des teintes par dispersion dans un liant (Jaber, 2020).
- Les pigments laqués désignent des pigments solubles fixés sur un support minéral (Bauchau, 2019).

De plus, les colorants organiques peuvent être transformés en une substance incolore par un processus de réduction. Toutefois, lorsque les atomes d'hydrogène introduits sont éliminés par oxydation, leur couleur originelle peut être restaurée (Chetioui, 2010).

2.5. Nomenclature et classification des colorants

Les colorants sont principalement classés selon : leur origine (naturelle ou synthétique), leur mode d'application sur les fibres textiles, leur structure chimique, ou encore d'autres propriétés spécifiques.

2.5.1. Classification technique

Dans le secteur du textile, les colorants couramment employés contiennent des groupes sulfoniques acides, leur conférant une hydrosolubilité appropriée. Cette caractéristique permet à la molécule colorante de se fixer par liaison ionique aux sites

chargés du réseau polymère du tissu assurant ainsi sa coloration. Les colorants organiques sont divisés en deux catégories, selon leur provenance :

2.5.1.1. Colorants naturels

Les colorants naturels peuvent être d'origine minérale, animale ou végétale :

- Colorants d'origine minérale extraits des eaux provenant des puits naturels, ils affaiblissent les fibres.
- Colorants d'origine végétale proviennent des extraits de racines, des feuilles ou de graines de diverses plantes, à l'instar du pigment jaune du safran qui est extrait à partir des parties femelles de la fleur du safran (*Crocus sativus linnaeus*), une plante largement cultivée dans l'Antiquité par les Grecs et les Romains.
- Colorants d'origine animale sont obtenus à partir de certains insectes considérés comme sources animales. Leurs teintures sont généralement plus intenses et durables, tel qu'un pigment bon marché, le violet, obtenu à partir des écailles de certains poissons de l'île de Crète. Également la cochenille *Coccus cacti*, un insecte mexicain qui réside fréquemment près des cactus. La sève extraite de son corps est encore employée pour produire un colorant rouge vif, malgré les avancées significatives dans le domaine des colorants synthétiques (Ali, 2024).

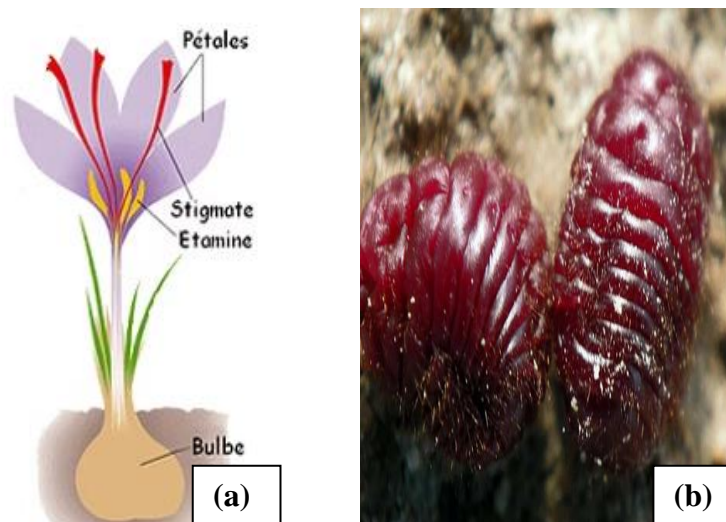


Figure 2 : (a) Les différentes parties de *Crocus sativus linnaeus*, (b) Cochenille : *Coccus cacti*.

2.5.1.2. Colorants synthétiques

La synthèse de ces composés s'effectue à partir de matières premières telles que le benzène, issu de la distillation de la houille. Des intermédiaires sont ensuite générés par une succession de processus chimiques, impliquant généralement la substitution d'un ou plusieurs atomes d'hydrogène du le produit initial par des éléments ou des radicaux spécifiques. Ces éléments intermédiaires seront utilisés par la suite pour la production du colorant final (**Benaissa, 2011**).

2.5.2. Classification technologique

Selon **Towns (2025)**, la catégorisation des colorants est basée sur le « **Colour Index** » permettant d'identifier à la fois leur mode d'utilisation et leurs caractéristiques. Ce système repose sur une double classification : la première, Index Colour Generic Name (CIGN), est la plus couramment utilisée par les professionnels du secteur et est facile à retenir. Elle donne des indications sur l'application du colorant ainsi que, de manière indirecte, sa composition chimique. La seconde, désignée par Colour Index Constitution Number (CICN), classe les colorants en fonction de leur structure chimique.

2.5.2.1. Nom générique de l'index des colorants

Cette classification permet de suivre un produit commercial en fonction de sa catégorie d'utilisation reconnue, de sa couleur et d'un numéro de série qui indique simplement l'ordre chronologique dans lequel les types de colorants correspondants ont été enregistrés auprès du « **Colour Index** », par exemple C. I. Acid Blue 52 ou C. I. Direct Red 122 (**Towns, 2025**).

2.5.2.2. Numéro de constitution du Colour Index

Une fois la formule chimique fondamentale d'un pigment est déterminée, ce dernier est classé et un numéro distinct de constitution C. I. à cinq chiffres est attribué. De plus, pour les nouvelles révélations, un numéro distinct de constitution C. I. à six chiffres précédés du préfixe « C. I. » a été assigné. Par exemple, le Pigment Red 48 (C. I. 15865) représente le sel de sodium, tandis que le Pigment Red 48 : (C. I. 15865 :1) correspond au sel de baryum (**Towns, 2025**).

2.5.3. Classification chimique

Les colorants sont classés en plusieurs catégories en fonction de leur structure chimique.

2.5.3.1. Colorants azoïques

Les colorants azoïques sont des composés aromatiques organiques synthétiques, constituant 70 % de l'ensemble des colorants organiques produits à travers le monde (**El-Sayed *et al.*, 2024**). Ce groupe de colorants, basé sur la structure de l'azobenzène, est composé de systèmes aromatiques ou pseudo-aromatiques reliés par un chromophore azo ($-N=N-$), ce dernier se liant à deux groupements identiques ou différents : alkyles ou aryles (symétrique ou dissymétrique azoïque) (**Kasiri, 2011**).

Exemple : Réactive Rouge 2.

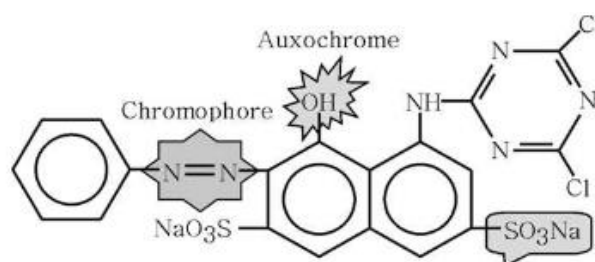


Figure 3 : Structure du colorant azoïque [Reactive Red 2] (**Ben Mansour *et al.*, 2011**).

2.5.3.2. Colorants anthraquinoniques

Ces colorants, commercialement classés après les colorants azoïques, englobent une large gamme de nuances, allant du jaune verdâtre au vert bleuté. Cependant, ces colorants conservent leur éclat et leur stabilité dans les conditions de teinture (**Roy Choudhury, 2011**). Leur structure générale provenant de l'anthracène, révèle que le chromophore est un noyau quinonique susceptible d'être associé à des groupes aminés ou hydroxyles. Ils sont utilisés pour colorer les fibres de polyester, d'acétate et de triacétate de cellulose (**Chenini, 2017**).

Exemple : Réactif Bleu.

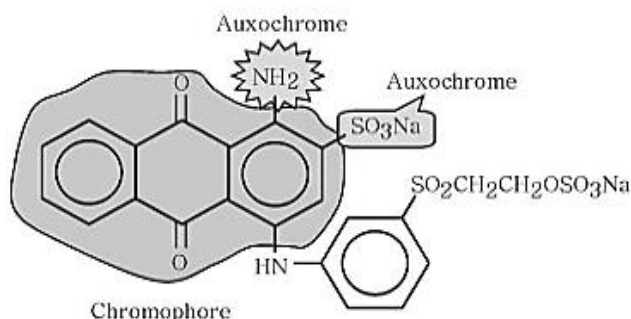


Figure 4 : Structure du colorant anthraquinone [Reactive Bleu] (**Ben Mansour *et al.*, 2011**).

2.5.3.3. Colorants indigoïdes

Sur le plan chimique, les colorants indigo, ont la formule $C_{16}H_{10}N_2O_2$, ils présentent un comportement ambipolaire dans l'eau : certains dérivés sont insolubles et faiblement toxiques, tandis que d'autres sont très solubles selon leur structure. Par ailleurs, l'indigo chloré ou bromé présente une forte affinité pour les fibres de laine ou de coton. Ces colorants tirent leur dénomination de la molécule d'indigo, à partir de laquelle ils sont extraits. Selon les homologues sélénisés, soufre et oxygène, ces colorants indigoïdes produisent des effets hypsochromes avec des nuances variant de l'orange au turquoise (Ben Mansour *et al.*, 2011).

Exemple : Vat Blue 1, (C.I.73001).

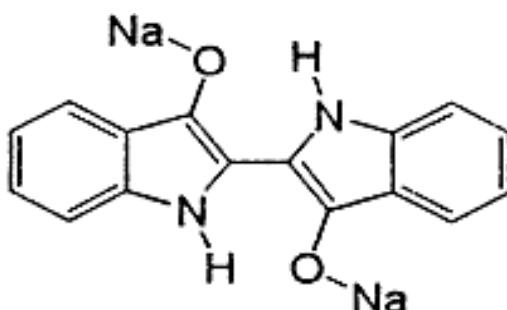


Figure 5 : Structure du colorant indigoïde : Vat Blue 1, (C.I.73001) (Sharma *et al.*, 2011).

2.5.3.4. Colorants xanthènes

Les colorants xanthéniques se composent d'un chromophore de type xanthylium ou d'un noyau de dibenzopyranne, utilisant des groupes amines et hydroxyles comme auxochromes. Deux principales catégories de ces colorants sont distinguées : les dérivés du diphenylméthane et ceux du triphenylméthane. Dans la composition du colorant xanthène, le squelette hétérocyclique qui contient un atome d'oxygène « O » est désigné sous le nom de xanthène (Vithalani et Bhatt, 2023).

Exemple : C. I. Basic Violet 10, (C.I.45170).

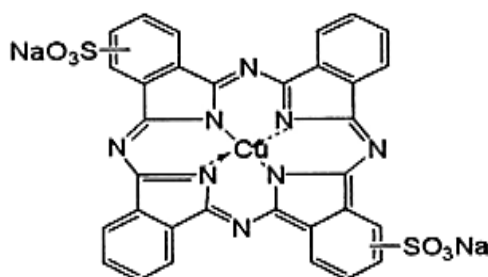


Figure 6 : Structure du colorant indigoïde : C. I. Basic Violet 10, (C.I.45170) (Sharma *et al.*, 2011).

La structure et la nature du colorant xanthène influencent ses propriétés. Ces teintures fluorescentes captent la lumière à une longueur d'onde inférieure, mais diffusent la lumière à une longueur d'onde supérieure selon le groupe terminal et la nature des substituants (Vithalani et Bhatt, 2023).

2.5.3.5. Colorants phtalocyanines

Les phtalocyanines ont une structure complexe, centrée autour d'un atome métallique le plus souvent le cuivre. Ces colorants de cette catégorie sont produits en faisant intervenir le dicyanobenzène avec un halogénure métallique, comme le cuivre, le nickel, le cobalt, ou encore le platine,... (Kasiri, 2011).

Exemple : Rhodamine B, C. I. Direct Blue 86, (C.I.74180).

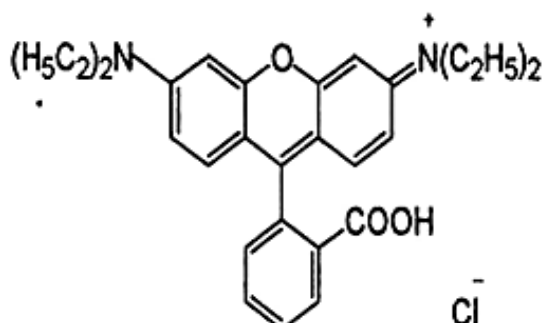


Figure 7 : Structure du colorant phtalocyanines. Rhodamine B, C. I. Direct Blue 86, (C.I.74180) (Sharma *et al.*, 2011).

2.5.3.6. Colorants nitrés et nitrosés

Cette catégorie est très ancienne comprenant un nombre restreint de colorants. Ces colorants présentent une structure moléculaire simple, dotée d'un groupe nitro ($-\text{NO}_2$) en position ortho par rapport au groupement électrodonneur (hydroxyle ou aminé) (Kasiri, 2011).

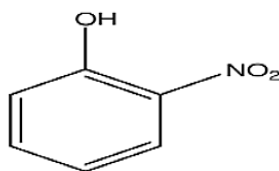


Figure 8 : Structure du colorant nitré et nitrosé (Kasiri, 2011).

2.5.3.7. Colorants triphénylméthanes

Les triphénylméthanes (THM) sont des composés dérivés du méthane où les atomes d'hydrogène sont substitués par des groupes phényles modifiés, dont au moins un est porteur d'un atome d'oxygène ou de l'azote en position para par rapport au carbone

méthanique. Les hydrocarbures fondamentaux d'où proviennent diverses matières colorantes sont le triphénylméthane et ses homologues (**Hammami, 2008**).

Exemple : structure de C.I. Basic Green 9.

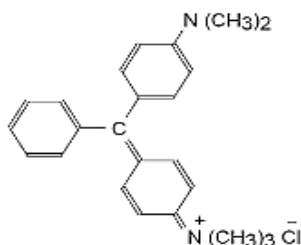


Figure 9 : Structure du colorant triphénylméthane. C. I. Basic Green 9 (**Hammami, 2008**).

2.5.4. Classification tinctoriale

2.5.4.1. Colorants acides ou anioniques

Les colorants acides sont habituellement utilisés pour teindre les fibres protéiques naturelles (lin et soie), le polyamide synthétique (nylon) et dans une moindre mesure, l'acrylique ainsi que les combinaisons des fibres. Cela se fait généralement à partir d'une immersion dans un bain de teinture acide ou neutre. Cette catégorie comprend différents types de colorants individuels notamment les colorants complexes, métalliques et chromés (**Chattopadhyay, 2011**).

Les colorants anioniques, qui comprennent l'azo, l'anthraquinone et le triphénylméthane Cu-phthalocyanine chromophorique, sont solubles dans l'eau grâce à la présence de quatre groupes acides sulfoniques ou carboxylates. Leur affinité avec la fibre découle de l'établissement de liaisons ioniques entre les groupes sulfoniques acides du colorant et les groupements aminés des fibres textiles.

En termes de sécurité, la majorité de ces colorants sont inoffensifs, à l'exception de deux : C. I. Orange Acid 150 et C. I. Orange Acid 165, jugés toxiques par l'ETAD (Ecological and Toxicological Association of Dyes and Organic Pigments Manufacturers). Il est possible que le C. I. Violet Acid 17 ait un potentiel allergène (**Chavan, 2011**). Selon **Chavan (2011)**, les effluents industriels présentent une faible concentration en teintures acides en raison de hautes niveaux d'épuisement et de fixation.

Exemple : C. I. Basic Violet 10, (C.I.45170).

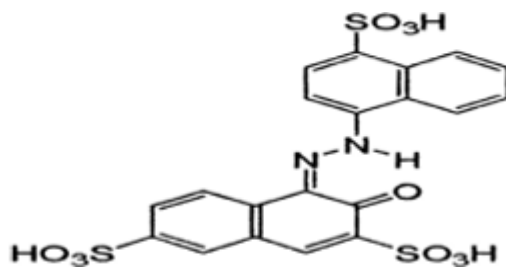


Figure 10 : Structure du colorant acide azoïque. Acid red 27, (C.I.16185) (Sharma *et al.*, 2011).

2.5.4.2. Colorants basiques ou cationiques

Les colorants basiques sont désignés sous le nom de « colorants cationiques », principalement employés pour la coloration des fibres acryliques. Ils se présentent également sous forme de chlorures de bases organiques ou de sels d'acétate. Ces colorants sont porteurs de charges positives qui renferment des atomes d'azote (N) et de soufre (S). En solutions aqueuses, ils interagissent avec les groupes anioniques présents dans les fibres (Benkhaya *et al.*, 2017).

Exemple : Basique Blue 24.

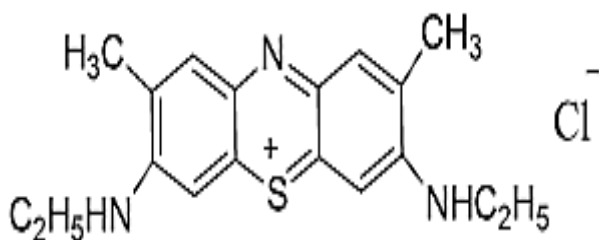


Figure 11 : Structure de colorant Basique Blue 24 (Benkhaya *et al.*, 2017).

Les colorants cationiques se caractérisent par des propriétés caractéristiques, ils offrent des couleurs vives, intenses, lumineuses, solubles dans l'eau, facile à appliquer et à faible consommation d'énergie.

2.5.4.3. Colorants azoïques insolubles (colorants développés)

L'attrait des colorants azoïques s'explique par la simplicité de leur élaboration, leur diversité structurale, leur fort coefficient d'extinction molaire, leur coût abordable ainsi que leurs excellentes qualités en matière de résistance à la lumière et à l'humidité. Ils présentent une large diversité de couleurs dotées de propriétés de fixation et de stabilité supérieures. Lorsqu'ils sont appliqués sur les étoffes de coton, ces teintures génèrent des teintes

éclatantes telles que l'orange, le cramoisi, l'écarlate, le bleu marine et le noir (**El-Sayed et al., 2024**).

Pour la coloration des tissus, ils sont immergés dans une solution de naphthol, les précurseurs de la molécule, de faible poids moléculaire pénètrent les pores et les fibres, qui sont ensuite traités avec une solution de sel de diazonium qui, grâce à une réaction de diazotation, générant immédiatement le colorant (**Kasiri, 2011**).

2.5.4.4. Colorants à mordant

Les colorants à mordant sont généralement utilisés dans un milieu légèrement acide, avec un pH variant de 4,5 à 5. Ils comportent souvent un ligand fonctionnel capable de réagir intensément avec des sels d'aluminium, de chrome, de cobalt, de cuivre, de nickel ou de fer pour créer plusieurs complexes colorés se liant au tissu. Ces colorants des fibres offrent une coloration qui est nettement plus durable que les colorants acides traditionnels. Deux catégories de colorants à mordants sont distinguées :

- **Les teintures à complexe métallique de type 1 : 1** : ces teintures requièrent l'emploi d'acide sulfurique et renferment un ou plusieurs éléments métalliques dans leur constitution moléculaire.
- **Les teintures à complexe métallique de type 1 : 2** : il s'agit de la seconde génération de teintures acides, traitées avec des métaux de mordantage tels que le chrome (**Ben Mansour et al., 2011**).

2.5.4.5. Colorants de cuve

Les colorants de cuve, tels que l'amaranthène, le benzanthrène, le carbenthrène, l'indanthrène, le navinon et le solanthrène, sont des pigments complexes insolubles dans l'eau. Cependant, l'utilisation de l'hydroxyde de sodium et du sulfure d'hydrogène de sodium permet de les rendre solubles dans un bain chauffé à 50°C pendant 15 à 20 minutes. Ils sont utilisés pour l'impression de fibres de cellulose et de coton. Ces colorants possèdent une excellente résistance à la lumière et à l'humidité (**Zahid et al., 2021**).

Exemple : C. I. Vat Black 25, C. I. 69525.

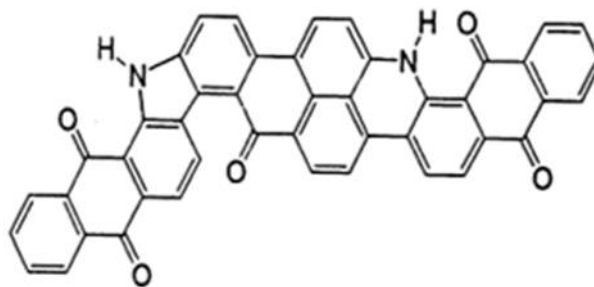


Figure 12 : Structure du colorant de cuve, anthraquinones. C. I. Vat Black 25, (C.I.69525) (**Sharma *et al.*, 2011**).

2.5.4.6. Colorants directs

Ce sont des colorants solubles dans l'eau, utilisés pour colorer les fibres de cellulose, qui se fixent par des liaisons faibles de type d'hydrogène. La résistance de ce genre de colorant aux contraintes en milieu humide, tels que le lavage ou la transpiration, demeure limitée. En revanche, ils présentent une tenue satisfaisant à la lumière (**Ben Mansour *et al.*, 2011**).

Exemple : Basique Blue 24.

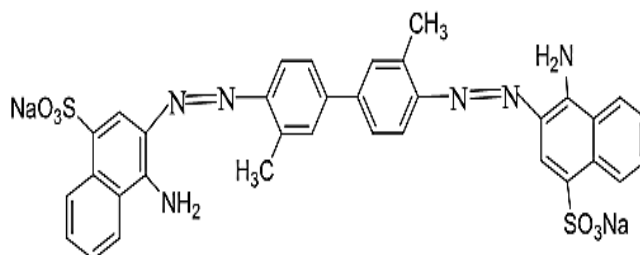


Figure 13 : Structure de colorant C. I. Directed red 2 (**Benkhaya *et al.*, 2017**).

2.5.4.7. Colorants au soufre

Ces colorants, qui font partie d'une sélection restreinte ayant une forte résistance à l'humidité, sont utilisés pour teindre le coton et la rayonne. Leur utilisation est cependant limitée aux fibres de polyamide, la soie, le cuir, le papier et le bois (**Gupta et Suhas, 2009**).

Exemple : Leuco Sulfur black 1 et Sulfur black.

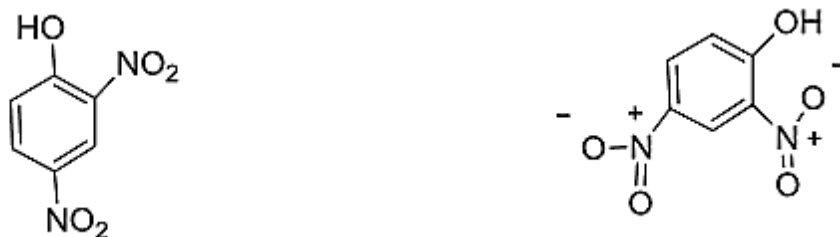


Figure 14 : Structure chimique du Leuco Sulfur black 1 et Sulfur black (Benkhaya *et al.*, 2017).

2.5.4.8. Colorants plastosolubles ou dispersés

Ce sont des colorants non ioniques ayant une faible solubilité dans l'eau. Ils sont employés sous forme de poudre dans des bains acides, pour colorer les fibres synthétiques comme le polyester, et de manière moins fréquente, les polyamides. Ces colorants dispersés présentent une excellente résistance à la lumière et au lavage (Von Moody et Howard, 2004).

Exemple : Basique Blue 24.



Figure 15 : Structure du colorant dispersé Bleu 6 (Von Moody et Howard, 2004).

2.5.4.9. Colorants réactifs

Ces teintures sont couramment employées pour donner de la couleur au coton et aux fibres cellulosiques, et dans une moindre mesure, à la laine et au nylon. Ces teintures sont solubles dans l'eau, renfermant divers groupes chromophores comme l'azoïque, l'anthraquinone, le triarylméthane, la phtalocyanine, le formazan, l'oxazine et d'autres. Leur particularité réside dans la capacité d'établir des liaisons covalentes avec les fibres (Gupta et Suhas, 2009).

Exemple : Reactive red 3, (C.I.18159)

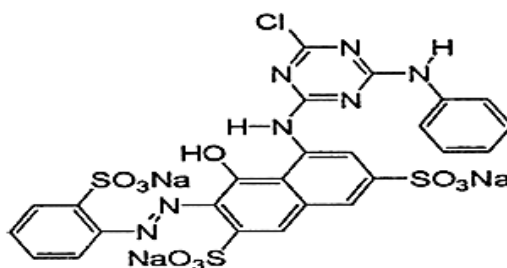


Figure 16 : Structure du colorant acide azoïque. Reactive red 3, (C.I.18159) (Sharma *et al.*, 2011).

2.6. La toxicité des colorants

2.6.1. Définition de la toxicité

La toxicologie se consacre à l'analyse des substances nocives, en se focalisant spécifiquement sur la détection et l'évaluation quantitative des effets délétères découlant de l'exposition à des agents physiques, chimiques ou biologiques. Parallèlement, la toxicité désigne le potentiel intrinsèque d'une substance chimique généralement, xénobiotique à induire un effet délétère sur un organisme vivant. La toxicité peut varier selon :

- la durée de l'exposition.
- le site d'action de la substance.
- le type de la réponse.
- l'intensité de la réaction à une combinaison (FUTURA science, 2025).

2.6.2. Manifestations de toxicité

La toxicité peut se présenter de deux façons distinctes : soit par bioaccumulation long d'une chaîne alimentaire, soit directement au sein d'une espèce. Dans ce dernier contexte, trois catégories de toxicité sont distingués :

- La toxicité aiguë : elle survient lorsqu'un xénobiotique est administré en une seule dose élevée.
- La toxicité subaiguë : résultante d'une ingestion répétée ou chronique sur plusieurs mois.
- La toxicité chronique : elle se développe à long terme, lorsque de faibles doses s'accumulent jusqu'à atteindre un seuil critique : notamment en ce qui concerne des substances accumulatives comme les métaux lourds (FUTURA science, 2025).

2.6.3. Évaluation de la toxicité des colorants

L'évaluation de la toxicité d'une substance nuisible pour les êtres vivants dans l'environnement, ne peut se basée sur les indicateurs DBO₅ (Demande Biochimique en

Oxygène sur 5 jours) et DCO (Demande Chimique en Oxygène) qui permettent l'évaluation indirecte de la pollution par la matière organique. Une évaluation fiable de la toxicité repose plutôt sur l'analyse toxicologique, impliquant la réalisation des tests bioanalytiques sur une diversité d'organismes vivants (Blaise *et al.*, 1988).

La toxicité aiguë est le plus souvent évaluée à l'aide des indicateurs DL₅₀ (Dose Létale 50) ou CL₅₀ (Concentration Létale 50), elle s'applique dans le cas des produits inhalés. Ces valeurs représentent des indicateurs pour mesurer la toxicité d'une substance. Dans des conditions expérimentales spécifiques, ces indicateurs évaluent la quantité de substance qui provoque le décès de 50 % d'une population animale donnée (généralement des rats et des souris) (Kasiri, 2011).

2.7. Colorants et impacts sur l'environnement et la santé

Les secteurs de l'habillement ont recours à des colorants généralement peu ou non biodégradables, ce qui les rend résistants aux techniques traditionnelles de traitement des eaux usées. L'évacuation directe de ces effluents dans les écosystèmes engendre des problèmes environnementaux, entraînant inévitablement un danger pour la santé humaine (Kant, 2012).

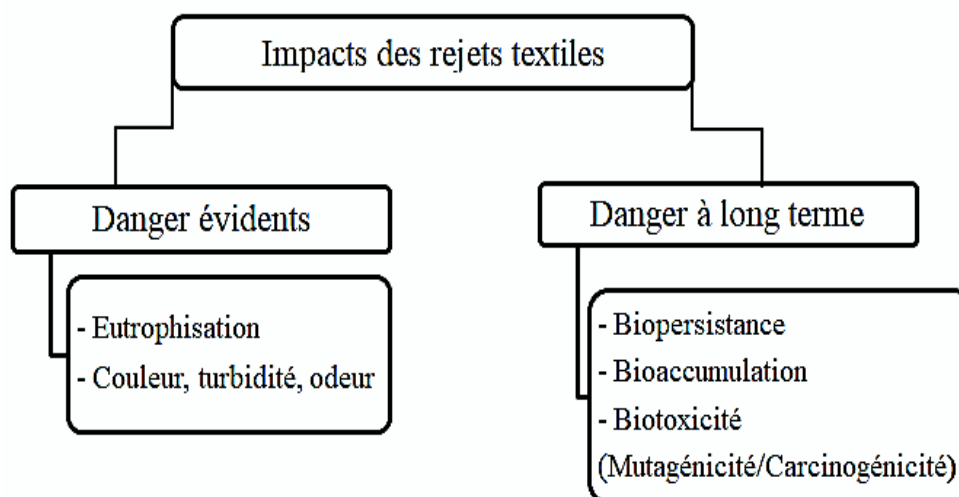


Figure 17 : Impact des rejets textiles sur l'environnement et la santé.

2.7.1. Dangers évidents

Les substances polluantes issues des procédés de la coloration dans le secteur textile constituent une source significative de pollution environnementale. Il est estimé que 1 % à 15 % des teintures utilisées sont perdues au cours des procédés de coloration, se retrouvant dans les eaux résiduelles. Le rejet des effluents non traités dans les écosystèmes engendre

une pollution majeure, stimule l'eutrophisation et perturbe la faune aquatique (**Sauer *et al.*, 2002**).

2.7.1.1. Eutrophisation

Dans l'environnement naturel, divers ions minéraux peuvent être émis, comme les phosphates utilisés lors de processus de traitement, comme agent nettoyant, ou les nitrates libérés lors de la décomposition des colorants par les micro-organismes. Une surabondance de ces ions minéraux peut nuire aux êtres vivants aquatiques (**Marsela *et al.*, 2021**). Ce phénomène conduit à l'eutrophisation, un processus au cours duquel les algues se multiplient de manière anarchique suite à l'absorption de minéraux, ce qui provoque un appauvrissement du milieu en oxygène. Ce qui entraîne une réduction de la photosynthèse dans les couches les plus profondes des rivières et des eaux stagnantes (**Ben Mansour *et al.*, 2011**).

2.7.1.2. Couleur, turbidité et odeur

Lorsque les colorants et les autres matières organiques s'accumulent dans les cours d'eau, ils peuvent affecter divers aspects de sa qualité qui peut entraîner divers problèmes tels que le mauvais goût, la prolifération de bactéries, des odeurs nauséabondes, désagréables ainsi que des colorations anormales. De plus, ces substances peuvent perturber la transmission de la lumière dans l'eau, ce qui entrave la photosynthèse des plantes aquatiques (**Ben Mansour *et al.*, 2011**).

2.7.2. Dangers à long terme

2.7.2.1. Biopersistance

Les colorants synthétiques doivent répondre à différents critères de stabilité et de réactivité chimique en raison de leur usage spécifique, ce qui leur confère une résistance à la décomposition naturelle par les organismes vivants (**Guivarch et Mehmet, 2004**). Souvent, les composés insaturés ont une persistance moindre comparativement aux saturés, ainsi, les alcanes sont moins persistants que les composés aromatiques. En outre, la persistance des composés aromatiques s'accroît avec l'augmentation du nombre de substituants présents. De plus, l'inclusion de substituants halogénés, comme les groupements alkyles, augmente la durabilité des colorants (**Ben Mansour *et al.*, 2011**).

2.7.2.2. Bioaccumulation

Une substance peut s'accumuler dans un organisme lorsque celui-ci ne possède pas de mécanismes physiologiques spécifiques pour prévenir sa réabsorption ou favoriser son élimination une fois absorbée. Les espèces situées en sommet de la chaîne alimentaire, telles que les humains, peuvent alors être exposées à des niveaux de substances toxiques pouvant atteindre jusqu'à cent mille fois plus élevés que les concentrations initiales présentes dans l'eau (**Hammami, 2008**).

2.7.2.3. Biotoxicité (Mutagénicité / Carcinogénicité)

La majorité des colorants ne sont pas directement toxiques, toutefois il est important de noter qu'ils peuvent subir sous l'action des micro-organismes des transformations en métabolites plus toxiques. Par exemple, les colorants azoïques peuvent se dégrader en amines cancérogènes suite à la rupture de la liaison azo ($-N=N-$), alors que les triphénylméthanes ont la possibilité de se transformer en dérivés leuco, formes réduites potentiellement plus réactives (**Guivarch et Mehmet, 2004**).

2.8. Normes Algériennes

La préservation des ressources en eau douce constitue une préoccupation mondiale, touchant aussi bien les pays confrontés à la pénurie d'eau que ceux affectés par la pollution hydrique, ce qui en fait un enjeu économique et politique cruciale pour la protection de l'environnement.

Dans le secteur d'industrie textile et suite à l'utilisation des colorants de synthèses toxiques, une pollution significative des eaux résiduaires est entraînée, les réglementations relatives aux rejets d'eaux usées deviennent de plus en plus rigoureuses. En Algérie, décret n° 06-141 encadre les rejets des effluents textiles dans l'environnement aquatique conformément aux dispositions du **Journal Officiel de La République Algérienne N° 26, (2006)**.

Tableau 2 : Valeurs limites des paramètres de rejets d'effluents textiles (Journal Officiel de La République Algérienne N° 26, 2006).

PARAMETRES	UNITES	VALEURS LIMITES	TOLERANCE AU VALEURS LIMITES ANCIENNE INSTALATION
Température	°C	30	35
pH	-	6,5-8,5	6-9
DBO ₅	mg/l	150	200
DCO	mg/l	250	300
Matière décantable	mg/l	0,4	0,5
Matière non dissoute	mg/l	30	40
Oxydabilité	mg/l	100	120
Permanganate	mg/l	20	25

Malheureusement, en Algérie, ainsi que dans d'autres pays africains, les conventions qui définissent les responsabilités des parties impliquées dans le rejet ne sont pas souvent mises en pratique (United Nations Environment Programme, 2019).

Chapitre II : Stratégies appliquées pour le traitement des effluents des industries de textile

1. Généralités

Au cours des différentes étapes de teinture, des quantités importantes des colorants sont rejetée dans l'environnement en raison de leur faible affinité pour les surfaces à colorer. Ces rejets, majoritairement organiques, sont souvent toxiques et nécessitent la mise en œuvre de techniques de dépollution adaptées. Compte tenu de l'hétérogénéité de la composition des effluents textiles, le traitement implique généralement la conception d'une chaîne de traitement successif, assurant l'élimination des différents polluants (Abdessemed, 2009).

2. Méthodes de traitement des eaux usées issues de l'industrie textile

2.1. Méthode de traitement chimique

2.1.1. Procédés d'oxydation avancée (POA)

De nos jours, le traitement des eaux usées et des sources d'approvisionnement en eau potable représente une préoccupation majeure. Parmi les avancées les plus prometteuses dans le domaine du traitement de l'eau, les procédés d'oxydation avancées se sont révélés potentiellement efficaces notamment pour la minéralisation des décomposés organiques récalcitrants, qui sont considérés toxiques pour l'homme et pour l'environnement (Belghit, 2023).

Les POA ont la capacité de fonctionner à température ambiante et en conditions de pression standard. Il existe de nombreux types de POA qui reposent sur des méthodes chimiques, photochimiques ou électrochimiques, qui ont connu un développement notable au cours des trois dernières décennies.

Les POA reposent principalement sur des réactions de dégradation induites par des radicaux hydroxyles ($\bullet\text{OH}$) obtenus lors de l'exposition aux rayonnements UV. En effet, les POA sont tous basés sur la production et l'utilisation *in situ* d'un oxydant très fort, le radicale hydroxyle obtenu par quatre procédés :

- La photolyse de l'eau.
- L'irradiation en présence d'un oxydant (photolyse de H_2O_2).
- La réaction de Fenton.
- La photo catalyse (Grégorio et Pierre-Marie, 2007).

Selon **Trabelsi (2014)**, les avantages offerts par les POA peuvent être optimisés par une association à un traitement biologique, soit en aval, soit en amont de ce dernier. En effet, si les produits intermédiaires formés lors de l'oxydation sont facilement biodégradables, leur association avec des procédés biologiques permet de réduire significativement les coûts de traitement, qui le principal inconvénient des POA lorsqu'ils sont utilisés seuls.

Tableau 3 : Principaux avantages et inconvénients des POA.

Avantages	Inconvénients
<ul style="list-style-type: none"> • Production <i>in situ</i> de radicaux réactifs • Pas ou peu de produits chimiques utilisés • Minéralisation des polluants • Pas de production de boues • Dégradation rapide 	<ul style="list-style-type: none"> • Procédés émergents • Problèmes économiques • Contraintes techniques • Non adapté au traitement de, grands volumes

Les POA sont utilisés dans divers contextes de traitement des eaux usées, notamment pour :

- L'oxydation de composés minéraux toxiques, comme les cyanures provenant des effluents des traitements de surface.
- L'oxydation des composés toxiques ou inhibiteurs des microorganismes.
- Le prétraitement des effluents, afin d'augmenter la biodégradabilité des substances biologiques récalcitrantes, (amélioration de rapport DBO₅/DCO).
- La minéralisation des polluants organiques dans le cas d'effluents de forte teneur en DCO (plusieurs centaines de g/L) (**Grégorio et Pierre-Marie, 2007**).

2.2. Méthodes de traitement physique

2.2.1. Coagulation/Floculation (Méthode physico-chimique)

La coagulation-floculation est un procédé physico-chimique crucial dans le traitement des eaux usées, en particulier dans l'industrie textile. Ce procédé consiste à transformer les particules colloïdales ou les solides fins en suspension en flocs plus visibles et facilement séparables, par l'ajout des floculants chimiques. Ces sont ensuite éliminés par décantation puis filtration (**Zaki et Neghbil, 2020**).

La coagulation a pour objectif de réduire les forces de répulsion électrostatiques entre les particules en suspension, favorisant ainsi leur agglomération. L'ajout de coagulants tels que l'alun (sulfate d'aluminium, $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$), l'aluminate de sodium (NaAlO_2), le chlorure ferrique ($\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) ou le sulfate ferreux ($\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) permettent de déstabiliser ces particules colloïdales et de former des floes facilement séparables. **(Hammami, 2008)**.

Pour le traitement des effluents textiles, cette technique est particulièrement efficace pour éliminer les colorants de cuve et au soufre. En revanche, elle montre des limites significatives avec les colorants réactifs, azoïques, acides et basiques. La coagulation est surtout utile pour les colorants solubles dans l'eau **(Bouafia, 2010)**.

Bien qu'elle soit efficace pour réduire significativement la demande chimique en oxygène (DCO) et la couleur des eaux usées, cette méthode génère une quantité importante de boues qui nécessitent un traitement supplémentaire. La valorisation de ces boues, bien que nécessaire, engendre des coûts supplémentaires pour leur gestion.

En résumé, la coagulation-floculation reste une technique essentielle dans le traitement des eaux usées, notamment dans l'industrie textile. Toutefois, elle soulève des défis relatifs à la gestion des boues produites, nécessitant des investissements supplémentaires pour leur traitement et leur réutilisation **(Bouafia, 2010)**.

2.2.2. Adsorption

L'adsorption est un processus physico-chimique qui se manifeste par une modification de la concentration d'un composé à l'interface de deux phases non miscibles. En contraste au phénomène de avec l'absorption, qui implique la pénétration du fluide à l'intérieur d'un matériau, l'adsorption est un phénomène de surface **(Naidja, 2010)**. Cinq types d'interfaces selon les deux phases concernées sont distingués : (gaz/liquide), (gaz/solide), (liquide/liquide), (liquide/solide) et (solide/solide).

L'adsorption est le phénomène où des molécules d'un fluide (qu'il soit gazeux ou liquide) se fixent à la surface d'un solide. La phase contenant des molécules adsorbées par les termes « soluté » ou « adsorbat », tandis que le solide est qualifié d'« adsorbant ». La surface d'un adsorbant inclut les surfaces externes et internes créées par le réseau de pores et de cavités caractérisant l'intérieur de l'adsorbant **(Gharbi et Guentrah, 2021)**.

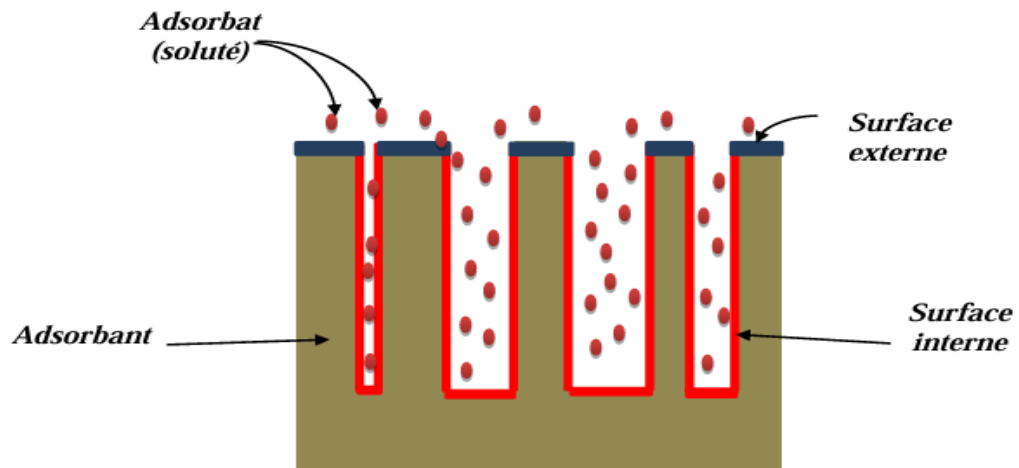


Figure 18 : Phénomène d'adsorption (Gharbi et Guentrah, 2021).

2.2.2.1. Mécanisme d'adsorption

L'adsorption, un procédé largement utilisé pour l'élimination des colorants, en particulier pour le traitement des effluents industriels. Ce mécanisme repose sur une adsorption sélective (thermodynamique et/ou cinétique) des polluants (désignés comme adsorbats) par un adsorbant, grâce à des interactions spécifiques entre la surface du matériau et les produits adsorbés. Il s'agit d'un simple transfert de masse de la phase liquide vers la surface du solide. L'adsorption peut être décomposée en quatre étapes successives :

- ✓ **1^{ère} étape** (la diffusion externe) : le passage des solutés de la phase liquide externe vers la phase liquide associée à la particule solide (via diffusion et convection).
- ✓ **2^{ème} étape** (la diffusion interne) : le mouvement du soluté à travers le film liquide jusqu'à la surface extérieure de l'adsorbant (défini par le coefficient de transfert k_f).
- ✓ **3^{ème} étape** : la distribution de l'adsorbat à l'intérieur de la particule de l'adsorbant induite par le gradient de concentration. La molécule adsorbée peut se déplacer d'un point d'adsorption à un autre, soit en état libre (post-désorption) dans la phase liquide intraparticulaire (déplacement caractérisé par un coefficient de diffusion D_f), soit en état d'adsorption, d'un point de site vers un site voisin (déplacement de surface caractérisé par un coefficient de diffusion D_s).
- ✓ **4^{ème} étape** : l'adsorption ou la fixation dans les micropores.

2.2.2.2. Adsorbants en charbon actif

2.2.2.2.1. Charbon actif

Le charbon actif désigne toute substance carbonée présentant une très grande porosité et une grande surface spécifique ($500 - 1500 \text{ m}^2/\text{g}$). Il peut être préparé à partir de sources carbonées fossiles diverses, telles que le charbon et ses résidus (comme le coke), mais aussi à partir de ressources renouvelables, en particulier la biomasse issue de déchets agricoles comme le bois, les coques, les noyaux de fruits, les bambous, le lignite, la tourbe et les résidus pétroliers. (Al-Mardini, 2008 et Krou, 2010).

Les résidus agricoles doivent subir un traitement supplémentaire de façon à transformer la matière organique en charbon actif. Ceci se fait en deux étapes, la première étape est une pyrolyse qui se fait à des températures de l'ordre de 600°C sous atmosphère inerte. Au cours de cette étape, les hétéroatomes sont éliminés ce qui augmente la teneur en carbone. Les atomes de carbone restants s'arrangent d'une manière irrégulière en feuillets aromatiques laissant ainsi des interstices entre eux. Ces derniers donnent naissance à une porosité primaire du matériau carbonisé (Al-Mardini, 2008). La deuxième étape est l'activation, réalisée afin de développer la structure poreuse de l'adsorbant. Deux voies d'activation sont couramment employées : activation physique et chimique (Ayrat, 2009).

2.2.2.2.2. Fonctionnement du charbon actif

Le mécanisme principal de fonctionnement du charbon actif repose sur l'adsorption exercée par des forces de dispersion de London, également désignée par la physico-sorption.

Le principe de l'adsorption repose sur l'accumulation des molécules contenues dans l'eau ou dans l'air à traiter sur la surface externe ou dans les pores internes du charbon. Ceci est possible grâce aux interactions physiques et chimiques entre la surface du charbon et les molécules à adsorber (Lenntech, 2004).

L'adsorption peut être décomposée en quatre étapes :

- a) Transfert de la particule polluante (phénomène très rapide).
- b) Déplacement de l'eau jusqu'à être au contact du charbon (rapide).
- c) Diffusion à l'intérieur du charbon sous l'influence du gradient de concentration (étape assez lente).
- d) Adsorption dans un micropore (très rapide) (Lenntech, 2004).

2.2.2.3. Capacité d'adsorption

La capacité d'adsorption d'un matériau adsorbant est définie comme étant la quantité de substrat (masse ou volume) adsorbée par unité de poids d'adsorbant à une température donnée. Elle nécessite la prise en compte de nombreux paramètres aussi bien pour l'adsorbat (taille des molécules, solubilité dans l'eau, etc...) que pour l'adsorbant (surface spécifique, structure et type de particules, le constituant etc...) (**Abdessemed, 2009**).

En résumé, la capacité d'adsorption augmente lorsque :

- La concentration du soluté adsorbable augmente.
- La surface spécifique de l'adsorbant augmente.
- Le poids moléculaire du soluté augmente.
- Le pH diminue, pour autant que cette diminution de pH s'accompagne d'une diminution de la solubilité des solutés.

Selon **Bellir (2002)** et **Monarrez (2004)**, elle peut être généralement exprimée par la relation suivante :

$$q_t = \frac{(C_0 - C_t)}{m_{adsorbant}} V$$

Avec :

q_t : Capacité d'adsorption du support (mg/g).

C_0 : Concentration initiale (mg/L) à $t=0$.

C_t : Concentration du colorant (mg/g) à l'instant t du processus d'adsorption.

V : Volume de la solution (substrat) (litre).

$m_{adsorbant}$: Masse du support (g).

2.3. Traitement biologique

Le traitement biologique est une méthode à la fois efficace et écologique utilisée pour dépolluer les eaux usées et les sols contaminés. Ce processus repose sur l'action de microorganismes principalement des bactéries, des champignons et des levures, capables de dégrader les polluants organiques en substances moins nocives (**Ayel et al., 2021**).

Les traitements biologiques aérobies, utilisant l'oxygène comme accepteur final d'électrons, sont destinés pour l'épuration des boues activées ou le lagunage aéré, assurant une dégradation rapide et complète des polluants (**Henze et al., 2008**).

Le choix d'un traitement biologique dépend de la biodégradabilité des polluants présents dans l'effluent, ainsi que la concentration en polluants, la salinité et les conditions environnementales (pH, température, ...). Les traitements biologiques sont souvent utilisés en combinaison avec d'autres méthodes, comme les traitements physiques ou chimiques, pour optimiser leur efficacité globale.

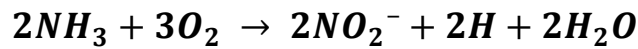
2.3.1. Décoloration par les bactéries

De nombreuses recherches ont mis en évidence la capacité des bactéries à dégrader les colorants grâce à la production d'enzymes spécifiques, telles que les oxydoréductases, hydrolases, oxygénases, ligninases, peroxydases et laccases, qui sont responsables de la dégradation des molécules récalcitrantes (**Katheresan *et al.*, 2018**)

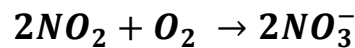
Contrairement aux champignons et actinomycètes, qui dégradent les colorants par voie extracellulaire (implication d'enzymes LiP, MnP, laccases, etc.), les bactéries agissent plutôt par voie intracellulaire. Le pouvoir décolorante dépend non seulement de l'activité enzymatique cytoplasmique mais aussi de la filtration des molécules à travers la membrane cellulaire (**Ben Slama *et al.*, 2021**). Selon **Mason (2010)**, les processus métaboliques impliqués par les bactéries incluent :

- **L'oxydation** : est une réaction impliquant une perte d'électrons, entraînant ainsi une libération d'énergie. Selon la nature d'accepteur final des électrons, ce processus peut se produire en conditions aérobies (avec oxygène), anaérobies (en l'absence d'oxygène) ou anoxiques (avec présence de nitrate).
- **La digestion** : également appelée fermentation, est un processus anaérobie qui ne nécessite pas d'accepteur externe d'électrons, ni de chaîne de transport d'électrons. Ce processus est effectué par des bactéries anaérobies capables de décomposer la matière organique en acides et alcools, générant ainsi du méthane (CH₄) et du dioxyde de carbone (CO₂).
- **La nitrification** : est un processus chimique qui transforme l'azote organique en nitrate (NO₃⁻) grâce à des organismes appelés nitrifiants. Ce processus se déroule en trois étapes en conditions aérobies :
 - ✓ Ammonification où l'azote organique est transformé en ammoniac (NH₃) par des bactéries hétérotrophes.

- ✓ Nitritation réalisée par les bactéries nitritantes, majoritairement de l'espèce *Nitrosomonas*. Ces autotrophes sont responsables de l'oxydation de l'ion ammoniac (NH_3) en nitrite (NO_2^-). La réaction totale est de la forme :



- ✓ Nitratisation est effectuée par les bactéries nitrifiantes de l'espèce *Nitrobacter*. Ces microorganismes autotrophes convertissent l'oxydation du nitrite (NO_2^-) en nitrate (NO_3^-). La réaction se déroule comme suit :



- **La dénitrification** : effectuée par des bactéries hétérotrophes facultatives en conditions anoxiques, consistant à la réduction du nitrate. Elle peut suivre deux voies biologiques distinctes :
 - ✓ **Assimilation**, où le nitrate est réduit en ammoniac, qui sert de source d'azote pour la synthèse cellulaire.
 - ✓ **Dissimilation**, qui joue un rôle crucial dans l'élimination complète du nitrate.
- **Floculation** : Dans les cultures en suspension, où les microorganismes flottent librement dans les eaux à traiter, ils ont tendance à s'agglomérer en petits amas appelés bioflocs. Certaines substances biodégradables (comme les particules, colloïdes et macromolécules) ne sont pas directement absorbées par les bactéries, mais se regroupent pour former des flocs.
- **Absorption** : Certains composés organiques, tels que les substances biodégradables, sont d'abord adsorbés par les microorganismes et stockés à leur surface avant d'être convertis en substances simples, plus facilement dégradables.
- **Hydrolyse** : Les molécules organiques complexes sont dégradées en molécules plus simples par l'action d'enzymes hydrolytiques, ce qui permet ensuite leur diffusion à travers la membrane cellulaire (Mason, 2010).

2.4. Procédés de traitement hybride

Le traitement des eaux et des effluents est un domaine complexe, qui nécessite l'intervention de diverses approches pour éliminer les polluants et améliorer la qualité de l'eau. Le couplage de différentes stratégies unitaires, ainsi que l'utilisation de procédés

hybrides, permet d'optimiser les performances et d'obtenir des résultats plus efficaces. Les procédés hybrides peuvent combiner entre deux procédés ou plus (**Dercová *et al.*, 1999**).

Le concept de couplage entre différents procédés de traitement a gagné en popularité à partir des années 2000, grâce à des recherches pionnières comme celles menées par Dercová et ses collaborateurs en (1999). Ces travaux ont permis de développer des stratégies innovantes de dépollution visant à optimiser l'efficacité et la rentabilité des traitements, en exploitant les avantages spécifiques de chaque méthode, tout en réduisant leurs limitations individuelles. Ces traitements hybrides sont particulièrement pertinents face aux polluants organiques récalcitrants, qui se caractérisent par une faible et lente biodégradabilité, une longue persistance dans l'environnement et leur impact écotoxicologique important (**Xie *et al.*, 2010**).

L'objectif principal des procédés hybrides est de combiner des techniques complémentaires afin d'améliorer l'efficacité globale du traitement (**Dercová *et al.*, 1999**). Par exemple, une combinaison de traitements physiques, chimiques et biologiques peut être utilisée pour cibler différents types de polluants présents dans l'eau ou le sol. Les techniques physiques comme prétraitement, telles que la filtration ou l'adsorption, peuvent être associées à des procédés chimiques, tels que l'oxydation avancée, ainsi qu'à des méthodes biologiques, comme la biodégradation par des micro-organismes.

Les avantages des procédés hybrides résident dans leur capacité à traiter une gamme plus large de polluants, à réduire les coûts de traitement et à améliorer l'efficacité globale du processus de dépollution. Cependant, la mise en œuvre de ces systèmes complexes nécessite une planification minutieuse et une compréhension approfondie des interactions entre les différentes techniques utilisées (**Ward *et al.*, 2003**).

Matériel et méthodes

1. Objectif

Le présent travail s'inscrit dans le cadre d'un projet de recherche mené par l'équipe : « Bioremédiation Restauration des Écosystèmes » du Centre de Recherche en Biotechnologie (CRBT) de Constantine. Il constitue une continuité des travaux réalisés l'année précédente, lesquels ont permis une caractérisation physico-chimique détaillée de l'effluent provenant de l'industrie de textile EATIT à Batna. Parallèlement, des souches bactériennes autochtones ont été isolées et identifiées à partir de ce même effluent, constituant le socle microbiologique de la présente étude. Ces micro-organismes, ont démontré un potentiel prometteur pour la dégradation biologique des polluants. Cette étude expérimentale s'articule autour de deux axes complémentaires :

- **Le premier axe** porte sur la valorisation de déchets végétaux pour la préparation de charbon actif, un matériau adsorbant présentant des propriétés favorables pour l'élimination des contaminants présents dans les effluents.
- **Le second axe** porte sur le suivi de la dégradation de la matière organique et les colorants présent dans l'effluent, dont la composition a été préalablement déterminée. L'objectif est d'évaluer l'efficacité de plusieurs procédés de traitement appliqués à l'effluent textile, à savoir :
 - ✓ un procédé physique, reposant sur l'utilisation du charbon actif encapsulé ;
 - ✓ un procédé biologique, utilisant les souches bactériennes autochtones isolées ;
 - ✓ un procédé hybride, combinant le charbon actif et les bactéries encapsulées dans une même matrice, permettant de conjuguer adsorption et biodégradation.

L'ensemble de cette démarche vise à approfondir la compréhension et l'optimisation des méthodes de traitement des effluents textiles, en s'appuyant sur les résultats et les acquis des travaux précédents.

2. Caractérisation physico-chimique de l'effluent

Selon les travaux de **Benaissa K.** et **Boudiaf S. (2024)**, les principaux paramètres physico-chimiques présentent les valeurs suivantes : un pH très basique de 12,2, une DBO₅ de 50 mg d'O₂/L, une concentration en orthophosphates de $5,5 \times 10^{-3}$ mg/L, des teneurs en nitrates et nitrites respectivement de 15,8 mg/L et 1,1 mg/L, un taux d'azote Kjeldahl de 29,4 mg/L, une DCO de 1248 mg/L et un COT de 620 ppm. Cet effluent présente une

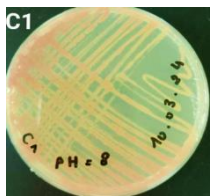
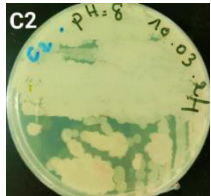

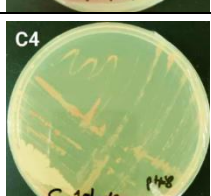

coloration vert foncé à 30°C, avec une forte conductivité électrique, une salinité élevée et une concentration en matière en suspension atteignant les 126,7 mg/L. Par ailleurs, le spectre d'absorbance révèle une forte absorbance atteignant un maximum de 3,839 à 248nm, indiquant une forte charge en composés organiques ou chromophores.

3. Matériel biologique

3.1. Souches bactériennes

Selon les travaux de **Benaissa K. et Boudiaf S. (2024)**, les souches bactériennes présentant un potentiel de biodégradation des colorants ont été isolées et identifiées à partir de l'effluent provenant de l'industrie textile EATIT à Batna. Leurs principales caractéristiques sont résumées dans le tableau ci-dessous :

Tableau 4 : Les souches isolées et identifiées à partir de l'effluent selon les résultats de l'analyse de l'ADNr16s.

	Souche	Identification (numéro d'accès GenBank)	souche type la plus similaire	% de similitude	Photo personnelle
S1	BMSO BkBs 2024	<i>Microbacterium</i> sp. Strain BMSO BkBs 2024 (PP748530.1).	<i>Microbacterium aurantiacum</i> strain kitami C2 (037048.2) : sous forme de courts bacilles, Gram positif, aérobies stricts, non sporulés et immobiles.	99,85 %	
S2	BMSO BkBs 2024	<i>Bacillus</i> sp. (in : firmicutes) strain MSOsk 2024 (PP748531.1)	<i>Bacillus tequilensis</i> strain 10 b (104919.1) : sous forme de bâtonnets, mobile, aérobie ou anaérobie facultative, à Gram positif.	100,00 %	
S3	BMSO BkBs 2024	<i>Sporosarcina</i> sp. Strain BAAA 2024 (PP748532.1)	<i>Sporosarcina aquimarina</i> strain SW28 (025049.1) : des bactéries hétérotrophes facultatives, de formes bacillaire, mobiles, sporulées et positives aux tests de catalase, oxydase et uréase.	91,14 %	
S4	MSOsk 2024	<i>Microbacterium</i> sp. strain BMSO MsTr 2024 (PP748533.1)	<i>Microbacterium chocolatum</i> strain DSM 12507 (114984.1) : sous forme de bâtonnets, Gram positif, mésophile, avec une température optimale de croissance comprise entre 28 °C et 37 °C. Elle est strictement aérobie et produit des pigments allant du jaune à l'orange.	99,87 %	
S5	BMSO BkBs 2024	<i>Bacillus</i> sp. (in : firmicutes) strain MSOsr 2024 (PP748534.1)	<i>Bacillus tequilensis</i> strain 10b (104919.1) : Bactérie Gram positif, sporulée, en forme de bacille, mobile et aérobie stricte.	98,35 %	

3.2. Revivification des souches bactériennes

Les cinq souches présentant un potentiel de biodégradation ont été conservées dans des boîtes de pétri à 4 °C (**Benaissa et Boudiaf, 2024**). Pour leur revivification, elles ont étéensemencées sur gélose nutritive et sur bouillon nutritif, puis incubées à 30 °C pendant 24 heures (**voir annexe 1**), durée correspondant à la phase exponentielle de croissance. Le trouble observé dans les milieux de culture confirme la réactivation des souches.

4. Préparation du charbon actif (CA)

4.1. Sélection de la matière première

Pour la préparation du charbon actif, la matière première choisie est composée de déchets verts organiques, tels que des restes d'oignon, d'orange, ainsi que d'autres résidus végétaux. Ces déchets ont été collectés le 29 mai 2024 du marché de gros d'ElAtmania. Après la collecte, ils ont été séchés à la température ambiante pour réduire leur teneur en eau, puis regroupés et stockés dans des flacons hermétiques en plastique afin de préserver leur qualité avant leur transformation en charbon actif.

4.2. Prétraitement de la matière première

La matière première destinée à la préparation du charbon actif est soumise à une série d'opérations successives afin de la rendre conforme aux exigences requises pour sa transformation.

4.2.1. Lavage

La matière végétale préalablement séchée a été soigneusement lavée à plusieurs reprises (5 à 6 fois) à l'eau de robinet afin d'éliminer les impuretés, puis rincée deux fois à l'eau distillée. Après égouttage, les déchets ont été placés sous une hotte dans un dessiccateur contenant 200 mL d'hexane, pour extraire les composés hydrophobes. Après homogénéisation et ajout de 1 L d'eau distillée, le mélange a été à nouveau lavé (5 à 6 fois à l'eau de robinet, puis 2 fois à l'eau distillée) pour assurer ainsi une purification complète avant la transformation en charbon actif (**Sunkar et al., 2023**).

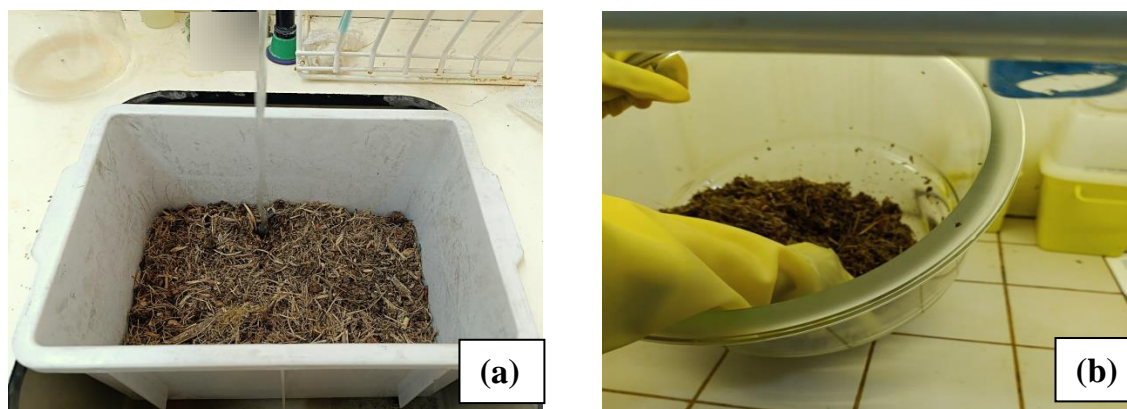


Figure 19 : Lavage et traitement des déchets avec l'Hexane : (a) Lavage, (b) Traitement avec l'Hexane. (Photo personnelle)

4.2.2. Egouttage et séchage

Après rinçage, les déchets ont été égouttés, puis séchés à l'air libre pour éliminer l'humidité résiduelle. La matière partiellement sèche a ensuite été répartie en fine couche sur des plateaux pour un séchage plus homogène.



Figure 10 : Répartition des déchets rincés et égouttés sur des plateaux avant le séchage final en étuve. (Photo personnelle)

Selon **Sunkar *et al.* (2023)**, le séchage final de l'échantillon est réalisé dans une étuve thermostatique à 105 °C pendant 24 heures, sans ventilation, afin de garantir une déshydratation complète et homogène. À l'issue de cette étape, l'échantillon a été laissé à refroidir pendant une heure dans un dessiccateur (**voir annexe 2**), en vue des traitements ultérieurs.

4.2.3. Broyage

Après refroidissement, l'échantillon a été soumis à un premier broyage à l'aide d'un broyeur (**voir annexe 3**) afin de réduire la taille des particules. Un second broyage, plus fin, a ensuite été réalisé à l'aide d'un broyeur ultra-centrifuge Retsch ZM 200, muni d'un tamis de 2 mm (**voir annexe 4**), dans le but d'uniformiser la granulométrie du matériau. Le

produit final, présentant une granulométrie homogène, a ensuite été conditionné dans un flacon en plastique hermétiquement fermé, en vue des analyses ultérieures.



Figure 21 : Les déchets bruts après broyage. (Photo personnelle)

4.3. Analyse physico-chimique de la matière première

Avant leur transformation en charbon actif, les déchets organiques sélectionnés ont fait l'objet d'une analyse physico-chimique afin d'évaluer leur aptitude à la carbonisation et à l'activation. Cette caractérisation préalable permet d'optimiser les paramètres du procédé et de garantir la qualité du produit final. Les principaux paramètres analysés sont les suivants :

4.3.1. Mesure du pH

La méthode utilisée pour la mesure du pH est conforme à la norme (**NF ISO 10390 : 1994**), qui préconise la préparation d'une suspension aqueuse avec un rapport massique (solide/eau) de 1 : 5. Pour ce faire, et pour chaque essai, 10 g d'échantillon homogène ont été introduits dans un flacon hermétique, puis mélangés à 50 mL d'eau distillée. Le mélange a été soumis à une agitation mécanique pendant une heure à température ambiante, à l'aide d'un agitateur, afin d'assurer une homogénéisation optimale et une mise en suspension complète de la matière solide dans le liquide.

Après agitation, la suspension a été laissée au repos pendant environ deux heures pour permettre une décantation partielle des particules solides. Enfin, la phase liquide surnageante a été soigneusement récupérée dans un bécher propre, et le pH de l'extrait aqueux a été mesuré directement à l'aide d'un pH-mètre Seven Excellence (**voir annexe 5**).

4.3.2. Mesure de la conductivité électrique

La conductivité électrique des échantillons a été mesurée à l'aide d'un conductimètre, conformément à la norme internationale (**ISO 11265 : 1994**). Les résultats sont exprimés en milliSiemens par centimètre (mS/cm).

L'analyse a été réalisée selon un rapport solide/liquide de 1 : 5, identique à celui utilisé pour la mesure du pH. Pour chaque essai, 10 g d'échantillon homogène ont été dissous dans 50 mL d'eau distillée afin d'extraire les électrolytes présents dans la matière. Le mélange a été ensuite soumis à une agitation mécanique pendant une heure, à température ambiante, dans le but d'assurer une libération maximale des ions dissous. Contrairement à la procédure de mesure du pH, le surnageant a été immédiatement décanté avec précaution, puis transféré dans un bécher propre pour la lecture de la conductivité électrique à l'aide d'un appareil multi-paramètres de type Consort (C6030) (**voir annexe 6**).

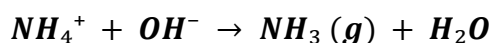
4.3.3. Dosage de l'Azote totale (Méthode de Kjeldahl)

La méthode Kjeldahl est utilisée pour la détermination de l'azote total, consistant à convertir l'azote organique présent dans l'échantillon en ammoniac (NH_3), qui est ensuite récupéré et quantifié. Conformément aux spécifications de la norme (**ISO 11261 : 1995**) **modifiée**, cette méthode se déroule en trois étapes principales : minéralisation, distillation, et dosage par titration.

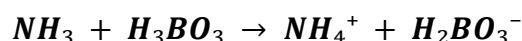
- ✓ **La minéralisation** : vise à transformer l'azote organique en ion ammonium (NH_4^+). Elle est réalisée à l'aide d'un minéralisateur de type Kjeldahl (**voir annexe 7 (a)**). Pour chaque essai, 2g de l'échantillon sont introduits dans un matras, puis digérés dans 10 mL d'acide sulfurique (95 % -97 %), à une température d'environ 400 °C, en présence d'un catalyseur (Sulfate de cuivre). Cette étape permet la décomposition complète de la matière organique et la conversion de l'azote organique en ion ammonium (NH_4^+) selon la réaction globale simplifiée :



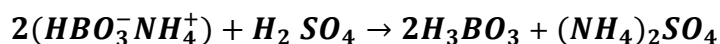
- ✓ **La distillation** : est réalisée dans un distillateur à vapeur de type Buchi K-355 (**voir annexe 7 (b)**). Après refroidissement, la solution acide obtenue lors de la minéralisation est neutralisée, puis rendue basique par addition de NaOH à 40 %. Cette alcanisation permet la conversion de l'ion ammonium (NH_4^+) en ammoniac gazeux (NH_3) :



Dans un distillateur semi-automatique (BUCHI Distillation Unit), l'ammoniac ainsi libéré est distillé à la vapeur, puis capturé dans une solution d'acide borique (H_3BO_3 à 4 %) préparée avec de l'eau de qualité analytique, répondant aux exigences de la norme (**ISO 3696 : 1995**). L'ammoniac réagit avec l'acide borique selon la réaction suivante :



- ✓ **Dosage par titrimétrie :** le distillat obtenu est titré à l'aide d'une solution d'acide sulfurique (H_2SO_4 0,05 mol/L), en présence d'un indicateur mixte (Tashiro), constitué de vert de bromocrésol et de rouge méthyle dissous dans l'éthanol. Le volume d'acide consommé lors de la titration est directement proportionnel à la quantité d'azote présente dans l'échantillon (**voir annexe 7 (c)**). Un blanc est analysé dans les mêmes conditions afin de corriger les éventuelles interférences. La réaction de titration se passe comme suit :



❖ **Méthode de calcul de la teneur en azote totale**

La teneur en azote total est déterminée par la formule suivante :

$$\% \text{ Nitrogène} = ((V_T - V_B) \times 14.007 \times N \times 100) / P$$

Avec :

V_T : Volume de l'acide sulfurique après titrage de l'échantillon (mL) ;

V_B : Volume de l'acide sulfurique dépensé pour le titrage du blanc (mL) ;

N : normalité de l'acide sulfurique ;

P : poids de l'échantillon en mg.

4.3.4. Matière organique (MO)

Selon (**ASTM D 7348-11**), un creuset en porcelaine, propre, vide et sec, est d'abord pesé (masse M_0). Environ 5 g d'échantillon sec sont ensuite placés dans le creuset, puis l'ensemble est pesé (masse M_1). Le creuset est ensuite placé dans un four à moufle et chauffé à 550 °C pendant 6 heures (**voir annexe 8**), afin d'assurer la combustion complète de la matière organique. Après refroidissement dans un dessiccateur, le creuset est de nouveau pesé (masse M_2 , correspondant aux cendres). La teneur en matière organique est déterminée par la formule suivante :

$$\% \text{ MO} = \frac{(m_i - m_f) \times 100}{p}$$

Avec :

m_i : La masse de creuset et l'échantillon avant calcination en gramme ;

m_f : La masse de creuset et l'échantillon après calcination en gramme ;

P : Le poids de l'échantillon en gramme.

4.4. Activation du charbon

L'activation des déchets bruts est un procédé de valorisation qui permet de transformer les déchets organiques secs en charbon actif. Ce procédé peut être réalisé selon deux approches d'activation : l'activation physique et l'activation chimique :

4.4.1. Activation physique

L'activation physique permet de transformer le charbon brut en charbon activé, suivant la méthode décrite par **Ncibi *et al.*, (2009)**. Cette transformation repose sur un traitement thermique réalisé sous atmosphère inerte. L'échantillon est entassé dans un creuset fermé afin de prévenir toute oxydation éventuelle au cours du processus, puis introduit dans un four à moufle.

Une première étape de carbonisation (ou pyrolyse) est réalisée à 400 °C pendant 10 minutes sous un flux continu d'azote, ce qui permet d'éliminer les matières volatiles et de concentrer la teneur en carbone dans le matériau. La température est ensuite augmentée progressivement jusqu'à 800 °C, cette température est maintenue pendant 20 minutes afin de permettre l'activation thermique du matériau.

Le refroidissement est effectué lentement, toujours en creuset fermé, pour préserver les propriétés du charbon activé et éviter toute oxydation à chaud. Enfin, le produit obtenu est ensuite broyé, tamisé, puis stocké dans des flacons hermétiques en vue d'analyses ultérieures.

4.4.2. Activation chimique

Conformément à la méthode décrite par **Sunkar *et al.* (2023)**, 1L d'acide orthophosphorique à 30 % est porté à ébullition, puis 194 g d'échantillon sont introduits progressivement sous agitation continue. Le chauffage est maintenu pendant 2 heures afin de favoriser la dégradation partielle de la matière organique continue et initier le processus d'activation chimique.

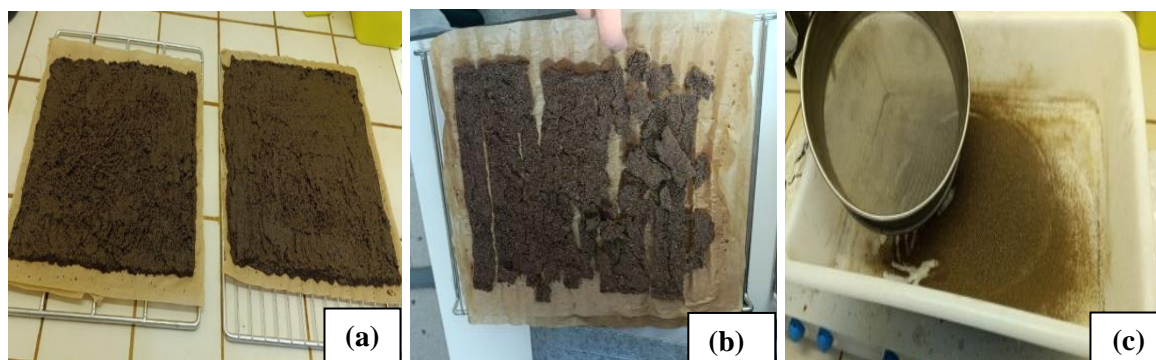


Figure 22 : Séchage et broyage de l'échantillon : (a) Après lavage, (b) Après séchage, (c) Après broyage.

(Photo personnelle)

À l'issue du chauffage, le mélange est laissé au repos pendant 24 heures, afin d'assurer une imprégnation complète de l'acide dans la matrice carbonée. Le matériau obtenu est ensuite lavé à plusieurs reprises avec de l'eau distillée jusqu'à l'obtention d'un pH proche de la neutralité, ce qui permet d'éliminer l'excès d'acide et les sous-produits solubles. Le solide est ensuite séché à 70 °C dans une étuve, puis broyé de manière à obtenir une granulométrie homogène.

L'échantillon broyé est ensuite placé dans des creusets hermétiquement fermés et soumis à un traitement thermique dans un four à moufle, selon les mêmes conditions que celles appliquées pour l'activation physique. Cette étape permet de consolider la structure poreuse induite par l'imprégnation chimique préalable.

À l'issue de ce traitement, le charbon activé est broyé à nouveau, puis tamisé à l'aide d'un tamis de 400 μm afin d'obtenir une granulométrie homogène, adaptée à l'application visée.



Figure 23 : Le charbon brut entassé dans le creuset. (Photo personnelle)

4.5. Caractérisation physicochimique de charbon actif

La caractérisation physicochimique du charbon actif est essentielle pour comprendre ses propriétés de surface, sa porosité et sa composition chimique, qui influencent directement ses performances en adsorption et le traitement des eaux.

4.5.1. Point de charge zéro (pH_{pzc})

Selon **Bakatula *et al.* (2018)**, le pH au point de charge nulle (pH_{pzc}) constitue un paramètre fondamental dans l'étude des phénomènes d'adsorption du charbon actif. Il correspond au pH auquel la surface du matériau est électriquement neutre, c'est-à-dire les charges positives et négatives s'équilibrent parfaitement.

Pour déterminer le (pH_{pzc}), une série de huit cristallisoirs a été préparée, chacun contenant 10 mL d'une solution de NaCl à 0,02 M utilisée pour maintenir une force ionique constante. À chaque cristallisoir, 0,1 g de charbon actif est ajouté, puis le pH initial des solutions est ajusté entre 2,0 et 12,5 à l'aide de solutions diluées de NaOH ou de HCl. Après stabilisation du pH, les cristallisoirs sont hermétiquement fermés et agités pendant 24 heures à température ambiante pour atteindre un équilibre entre la surface du charbon actif et la phase aqueuse. Une fois cette période est écoulée, le pH final de chaque solution est mesuré.

La représentation graphique du pH_{final} en fonction du $\text{pH}_{\text{initial}}$ permet d'identifier le (pH_{pzc}) au point d'intersection entre la courbe expérimentale et la courbe $\text{pH}_{\text{initial}}$ en fonction de $\text{pH}_{\text{initial}}$. Ce point indique le pH auquel la surface du charbon actif change de polarité, influençant ainsi son interaction avec les espèces ioniques en solution.

4.5.2. Test de RAMAN

➤ Principe de spectroscopie RAMAN

La spectroscopie Raman repose sur l'analyse de la lumière diffusée par un échantillon lorsqu'il est irradié par un laser monochromatique. Une grande partie de cette lumière est diffusée de manière élastique (diffusion Rayleigh), c'est-à-dire sans changement d'énergie. Pour isoler le signal Raman, qui correspond à la diffusion inélastique avec un décalage d'énergie lié aux vibrations moléculaires, la lumière diffusée est d'abord filtrée afin d'éliminer complètement le signal Rayleigh. Le signal Raman ainsi purifié est ensuite dirigé vers un spectromètre équipé d'un réseau de diffraction qui sépare les différentes longueurs d'onde. Enfin, la lumière dispersée est détectée par un détecteur CCD refroidi, permettant une acquisition sensible et précise des spectres Raman (**Smith et Dent, 2005**).

➤ Protocole expérimental

Selon le protocole décrit par **Cheng *et al.* (2017)** modifié, la caractérisation structurale du charbon actif a été réalisée par **spectroscopie Raman** à l'aide d'un dispositif équipé d'un laser vert à 532 nm (**voir annexe 9**). La poudre du charbon actif a été soigneusement étalée en une couche homogène sur une lame de microscope propre, puis placée sur la platine motorisée de l'instrument. La mise au point a été effectuée à l'aide d'un objectif microscope (50× ou 100×) afin d'assurer une focalisation précise sur la surface de l'échantillon. Avant chaque mesure, le spectromètre a été calibré à l'aide d'un standard de silicium, en s'assurant que le pic de référence apparaissait à 520,7 cm^{-1} . Les acquisitions ont été réalisées avec une puissance laser fixée à 10 mW et un temps d'exposition de 2 secondes par spectre. Pour améliorer le rapport signal/bruit et minimiser les effets des hétérogénéités locales, cinq acquisitions consécutives ont été effectuées sur la même zone, puis moyennées pour obtenir un spectre représentatif.

4.5.3. Test de Fourier Transform Infrared Spectroscopy (FTIR)

La spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier (FTIR) est une méthode analytique non destructive permettant de caractériser les matériaux par l'identification de leurs groupes fonctionnels. Elle repose sur l'absorption du rayonnement infrarouge par les liaisons chimiques d'une molécule, chaque type de liaison présentant une bande d'absorption spécifique à une fréquence de vibration donnée (**Griffiths et Haseth, 2007**). L'analyse spectroscopique des échantillons de charbon brut et du charbon activé chimiquement a été réalisée par spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier en mode ATR (ATR-FTIR) à l'aide d'un spectromètre Agilent Cary 660, selon le protocole décrit par **Miyah *et al.* (2023)** modifié. Les échantillons, préalablement broyés en poudre sèche et fine, ont été déposés directement sur le cristal ATR, puis mis en contact avec une pression modérée pour assurer une bonne interface entre l'échantillon et le cristal.

Les spectres ont été enregistrés dans la plage spectrale allant de 400 à 4000 cm^{-1} , avec une résolution de 4 cm^{-1} et une moyenne de 32 scans afin d'optimiser le rapport signal/bruit. Un spectre de fond a été acquis avant chaque mesure pour corriger les interférences de l'environnement et du cristal. Chaque échantillon a été analysé en triplicat pour assurer la reproductibilité des résultats.

5. Encapsulation de charbon actif

5.1. Synthèse des billes alginate de calcium-charbon actif

L'encapsulation est une méthode innovante consistant à former des microsphères composites d'alginate de calcium et de charbon actif. Ces microsphères sont produites par réticulation d'une solution d'alginate de sodium contenant du charbon actif dans un bain de chlorure de calcium. Cette technique vise à améliorer l'adsorption du charbon actif tout en simplifiant sa manipulation et son utilisation dans différents procédés. Selon **Aouaini *et al.* (2023)**, la méthodologie d'encapsulation est la suivante :

5.1.1. Préparation de solution d'alginate de sodium à 3 % et incorporation du charbon actif

Une solution d'alginate est préparée en dissolvant 3 % d'alginate de sodium dans de l'eau distillée sous agitation constante, tout en évitant la formation de bulles d'air. Une fois la solution homogène, le charbon actif est ajouté progressivement jusqu'à atteindre une concentration finale de 2 % (m/v), sous agitation magnétique continue, afin d'assurer une dispersion uniforme des particules dans la matrice. Cette homogénéité est essentielle pour garantir une répartition régulière du charbon actif dans les microsphères.

5.1.2. Préparation de solution de chlorure de calcium à 2 %

Pour préparer une solution à 2 % (m/v) de chlorure de calcium CaCl_2 , il faut d'abord peser 2 g de chlorure de calcium. Cette quantité est ensuite dissoute dans un volume partiel d'eau distillée, d'environ 70 à 80 mL. Il est important de bien agiter la solution afin de garantir une dissolution complète du sel. Une fois le chlorure de calcium est totalement dissous, un volume avec de l'eau distillée a été ajouté jusqu'à atteindre exactement 100 mL de solution finale.

5.1.3. gélification ionique de charbon actif

Les microsphères sont obtenues par gélification ionique dans un bain de chlorure de calcium à 2 % (m/v), préparé selon un rapport volumique de 2 : 1 par rapport à la solution d'alginate/charbon actif. Cette solution, maintenue sous agitation magnétique continue pour éviter la sédimentation, est extrudée goutte à goutte dans le bain à un débit de 1,1 mL/min, également agité, à l'aide d'une pompe péristaltique (**voir annexe 10**), depuis une hauteur de 15 cm. Le contact immédiat avec du CaCl_2 déclenche une réticulation ionique, formant ainsi des billes solides d'alginate de calcium encapsulant le charbon actif.



Figure 24 : Processus de l'encapsulation de charbon actif. (Photo personnelle)

Après leur formation, les billes sont durcies pendant une heure dans un bain de chlorure de calcium sous agitation magnétique, puis soigneusement rincées deux fois à l'eau distillée afin d'éliminer l'excès de CaCl_2 . Chaque rinçage est effectué pendant 20 minutes sous agitation.

5.1.4. Séchage

Après rinçage, les billes sont séchées à l'air libre sur un papier Kraft jusqu'au traitement de l'effluent.

5.2. Synthèse des billes alginate de calcium-charbon actif- bactéries

Le protocole d'encapsulation bactérienne dans une matrice d'alginate de calcium enrichie en charbon actif est inspiré des travaux de **Zhang *et al.*, (2021)**, qui ont démontré l'efficacité de cette technique pour l'immobilisation des microorganismes destinés à la bioremédiation.

La synthèse des billes alginate de calcium-charbon actif-bactéries se fait dans des conditions aseptique totale, sous poste de sécurité microbiologique (PSM) avec désinfection de tous les dispositifs utilisés afin de minimiser toute source de contamination. Ces billes sont préparées suivant le protocole :

5.2.1. Préparation de l'inoculum

Le consortium bactérien destiné pour le traitement des effluents a été constitué à partir de souches isolées et identifiées des eaux usées de l'industrie textile EATIT à Batna. Après la revivification des souches, celles-ci sont regroupées dans un tube conique stérile, et centrifugées à 5500 rpm pendant 10 minutes à 4 °C (**voir annexe 11**), puis une partie du surnageant est ensuite éliminée, en conservant un volume suffisant pour l'étape suivante. Le culot bactérien, obtenu après centrifugation, est resuspendu par vortexage (**voir annexe 12**). Une aliquote est prélevée pour mesurer la densité optique (DO) à 600 nm à l'aide un

spectrophotomètre (**voir annexe 13**). Une DO comprise entre 0,8 et 1 indiquant une concentration cellulaire adéquate. Le reste de la suspension sert pour l'encapsulation charbon actif-bactérie.

5.2.2. Préparation des solutions d'alginate de sodium à 3 % et de CaCl_2 à 2 %

La solution d'alginate de sodium à 3 % est préparée en dissolvant 3 g d'alginate de sodium préalablement stérilisé dans l'étuve à 120 °C pendant 20 min dans 100 mL d'eau distillée stérile, quant à la solution de CaCl_2 est préparée en dissolvant 2 g de CaCl_2 également stérilisée au préalable dans 100 mL d'eau distillée stérile, et ce, dans des conditions d'asepsie totale

5.2.3. Préparation de charbon actif

Peser 2 g de charbon actif préalablement préparé, puis le stériliser dans une étuve à 120 °C pendant 20 min.

5.2.4. Incorporation de l'inoculum dans la solution d'alginate-charbon actif

Toujours dans des conditions d'asepsie, la synthèse des billes est réalisée selon la même méthode que celle employée pour les billes ne contenant que du charbon actif. Dans le cas de traitement hybride, les bactéries sont introduites directement, à raison de 3 mL dans 100 mL de solution d'alginate–charbon actif stérile (3 %).

Les billes sont laissées sous agitation douce pendant une heure afin de durcir, puis soigneusement rincées avec de l'eau distillée stérile pour éliminer l'excès de CaCl_2 . Elles sont ensuite réparties dans des boîtes de Pétri stériles, laissées sous hotte à flux laminaire jusqu'au séchage complet, puis conservées à 4 °C jusqu'à leur utilisation ultérieure.

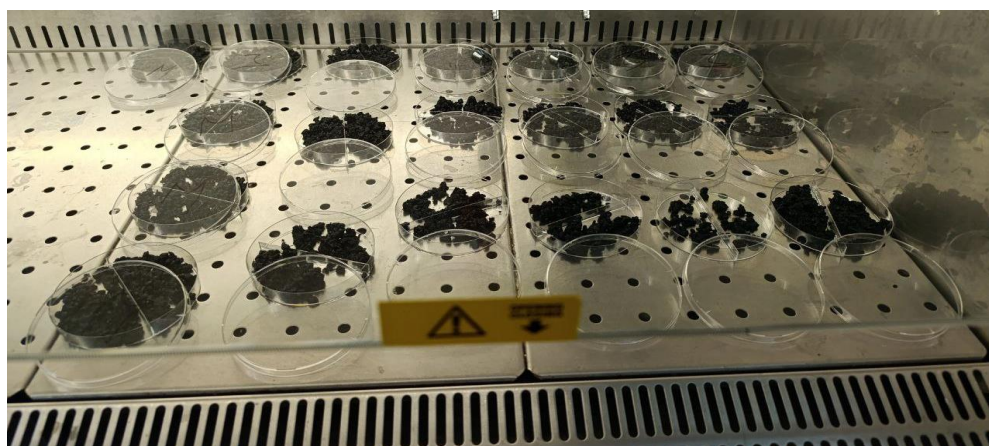


Figure 25 : Séchage de Charbon actif-Bactéries encapsulé dans l'alginate de calcium sous (PSM). (Photo personnelle)

6. Suivre de la dégradation de l'effluent avec différents procédés

6.1. Dilution de l'effluent

Avant traitement, les caractéristiques physico-chimiques de l'effluent (pH, couleur, DBO₅, turbidité, conductivité, etc.) été mesurées pour établir une référence. L'effluent est ensuite dilué au 1/10 afin d'obtenir une concentration adaptée aux conditions expérimentales.



Figure 26 : Préparation de dilution 1/10 de l'effluent. (Photo personnelle)

6.2. Traitement de l'effluent

6.2.1. Procédé d'adsorption (charbon actif encapsulé)

Le charbon actif (CA) est un adsorbant efficace pour éliminer les polluants, mais sa forme en poudre pose des problèmes de manipulation, limitant son usage à grande échelle. Pour remédier à cela, dans notre étude nous avons utilisé du CA en poudre encapsulé dans une matrice polymérique pour traiter l'effluent de l'entreprise de textile EATIT. Cette encapsulation facilite son utilisation, le protège et permet une libération contrôlée, rendant le traitement des eaux usées plus pratique et plus efficace.

Les essais d'adsorption ont été réalisés sous (PSM), dans sept erlenmeyers de 100 mL contenant chacun 50 mL de l'effluent diluée, 1 g de billes de charbon actif a été ajoutée à chaque erlenmeyer. Ces erlenmeyers ont été placés sur une plaque agitation mécanique. Les mesures d'absorbance ont été effectuées à des temps prédéfinis : 0 min, 10 min, 15 min, 20 min, 1 h, 5 h et 12 h.



Figure 27 : Traitement physique de l'effluent avec le charbon actif encapsulé. (Photo personnelle)

A l'issue du temps de contact, les billes du charbon actif sont séparées de la solution à l'aide d'un filtre adapté. L'effluent traité est ensuite récupéré dans un tube Falcon pour une nouvelle analyse, incluant la mesure de l'absorbance, ainsi que d'autres paramètres physico-chimique tels que la couleur, la demande chimique en oxygène (DCO) et le carbone organique total (COT), pH post-centrifugation,

Les résultats obtenus après traitement sont comparés aux valeurs initiales afin d'évaluer l'efficacité du processus d'adsorption du charbon actif encapsulé.

6.2.2. Procédé de bioremédiation (consortium bactérien)

La bioremédiation des effluents textiles repose sur l'utilisation des micro-organismes capable de dégrader les polluants présents dans les eaux usées. Dans cadre de notre étude *in vitro*, les effluents sont inoculés avec le consortium bactérien puis incubés en conditions contrôlées.

Le traitement biologique de l'effluent est réalisé dans conditions de stérilité, dans des erlenmeyers de 100 mL, chacun contenant 50 mL d'effluent dilué. 600 μ L de consortium microbien sont ajoutés à chaque erlenmeyers. Ces derniers sont ensuite incubés à 30 °C sous agitation, afin d'assurer une oxygénation optimale et une homogénéisation du milieu.

À la fin de chaque période d'incubation prédéfinie (0 min, 10 min, 15 min, 20 min, 1 h, 24 h, 72 h, 5 j, 7 j, 13 j, 21 j), l'absorbance est mesurée afin d'évaluer la croissance microbienne. Le contenu de chaque erlenmeyer est ensuite transféré dans un tube conique stérile, centrifugé, et le surnageant est récupéré pour des analyses ultérieures visant à suivre la réduction des polluants (DCO, COT, ...).

6.2.3. Procédé hybride (charbon actif-bactéries)

Le traitement de l'effluent avec un procédé hybride constitue une approche récente et innovante, combinant les avantages de l'adsorption par le charbon actif à ceux de la biodégradation par des bactéries spécifiques.

➤ Le principe de traitement hybride charbon encapsulé-bactéries

Ce système de traitement hybride repose sur l'encapsulation simultanée du charbon actif et des bactéries dans une matrice polymérique d'alginate de sodium à 3 % (formant un hydrogel). Cette encapsulation permet une synergie entre l'adsorption rapide des polluants par le charbon actif et la biodégradation progressive des contaminants organiques par les micro-organismes.

➤ Protocole expérimental de traitement

Avant de commencer le traitement, la viabilité des bactéries est vérifiée par ensemencement d'une bille sur un milieu GN. Les essais de traitement hybride sont effectués avec le même protocole de traitement par adsorption mais en conditions de (PSM).

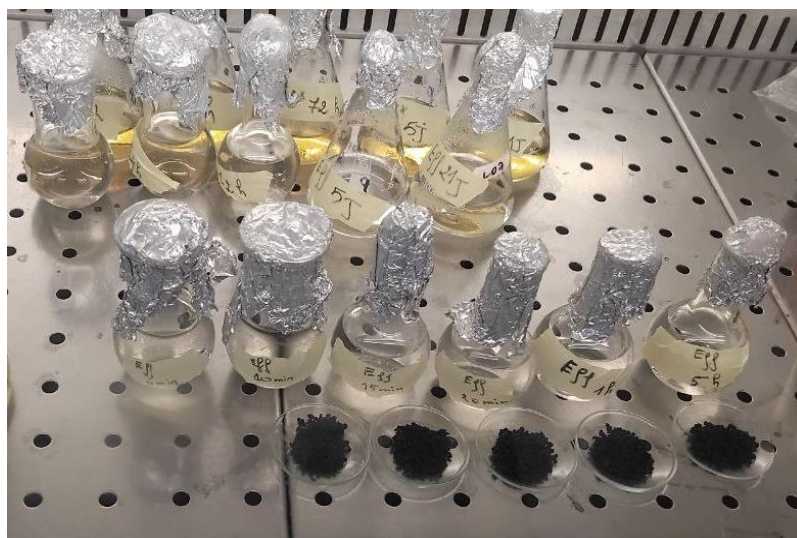


Figure 28 : Répartition de l'effluent dilué dans des erlenmeyers de 100 ml et pesée de 1 g de charbon actif encapsulé avant agitation. (Photo personnelle)

Les mesures d'absorbance et le suivi de la dégradation des polluants sont effectués aux temps prédéfinis suivants : 0 min, 10 min, 15 min, 20 min, 1 h, 5 h, 12 h, 24 h, 72 h, 5 j, 21 j.

6.3. Analyses physicochimiques de l'effluent après traitement

6.3.1. Virage de couleur et mesure de pH

Le pH est mesuré directement l'aide du pH-mètre Seven Excellence.

6.3.2. Détermination du carbone organique totale (COT)

Le carbone organique total (COT) constitue un indicateur essentiel pour évaluer la charge organique dissoute ou particulaire dans les eaux. Selon **Rodier *et al.*, (2009)**, sa détermination repose sur l'utilisation d'un analyseur COT (TELEDYNE TEKMAR), dont le principe analytique est basé sur l'oxydation complète du carbone organique en dioxyde de carbone (CO₂). Ce CO₂ est ensuite quantifié par un détecteur infrarouge non dispersif (NDIR).

L'oxydation du carbone peut être effectuée soit par combustion catalytique à haute température dans un réacteur (oxydation thermique), soit par oxydation chimique assistée par rayonnement ultraviolet en présence d'un agent oxydant comme le persulfate (oxydation humide).

➤ Réactifs

- Eau ultra pure ;
- Acide phosphorique (H₃PO₄) 85 % ;
- Les cristaux d'hydrogénophthalate de potassium (KHP).

➤ Mode opératoire

L'analyse commence par la préparation des solutions : l'eau ultra pure sert de blanc et de solvant pour les dilutions, tandis que la solution mère de potassium hydrogénophthalate (2,125 g/L), utilisé comme standard de référence primaire, permet d'établir une courbe d'étalonnage précise. Pour cela, une solution mère de KHP est, puis diluée pour obtenir des étalons intermédiaires adaptés à la gamme de mesure (solutions fille : 50mL de solution mère/L, 250 mL/L).

Avant l'analyse, chaque échantillon est acidifié par l'ajout de quelques gouttes d'acide phosphorique, afin de libérer le carbone inorganique (CIC) sous forme de dioxyde de carbone (CO₂), lequel est ensuite éliminé par dégazage à l'aide d'un gaz inerte (sparging). L'échantillon ainsi traité est introduit dans le four de l'analyseur, où il est oxydé à haute température (entre 680 et 1200 °C) en présence d'un catalyseur, convertissant le carbone organique en CO₂. Ce gaz est ensuite quantifié par un détecteur

infrarouge non dispersif (NDIR). Le signal obtenu est comparé à celui des étalons pour déterminer la concentration en carbone organique, exprimée en mg C/L.



Figure 29 : Analyseur COT (TELEDYNE TEKMAR). (Photo personnelle)

6.3.3. Détermination de la demande chimique en oxygène (DCO)

La Demande Chimique on Oxygène (DCO) permettant d'évaluer la pollution organique des eaux résiduaires ou naturelles, elle est mesurée selon la norme (**AFNOR T90-101**).

➤ Réactifs

- Solution acide : sulfate d'argent cristallise (Ag_2SO_4) + Acide sulfurique (H_2SO_4) ;
- Sulfate de mercure (HgSO_4) ;
- Dichromate de potassium (K_2CrO_7).

➤ Mode opératoire

Dans des tubes, 3 mL de solution acide (0,66 g de sulfate d'argent cristallise dans 100 ml d'acide sulfurique concentré), 0,1 g de sulfate de mercure (HgSO_4), 2 mL d'échantillon dilué 10 fois (l'eau distillée pour le blanc), et 1 mL de dichromate de potassium ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$: $8,33 \times 10^{-3}$ mol/L) sont homogénéisés. Après avoir scellé hermétiquement les tubes, ils sont placés dans un bloc chauffant de marque WTW (CR 2200) pendant 2 heures à une température de 148 °C. Ensuite, les tubes sont laissés à refroidir pendant environ 1 heure. Après refroidissement des tubes, la DCO est déterminée à partir d'une courbe d'étalonnage, en comparant la valeur du blanc à celle de l'échantillon, ce qui indique la quantité d'oxydant consommée.

La Demande Chimique on Oxygène est déterminé par la formule suivante :

$$\text{valeur de la DCO (mg/L)} = [\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7] \text{ initiale} - [\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7] \text{ résiduelle}$$



Figure 30 : Bloc chauffant (WTW CR2200). (Photo personnelle)

6.3.4. Étude spectrale de l'effluent et la mesure des absorbances (Spectre à évolution UV-Visible)

L'analyse spectrale de l'effluent a été conduite conformément aux principes de la Loi de Beer-Lambert (**voir annexe 14**), qui établit une relation linéaire entre l'absorbance d'une solution et la concentration de l'espèce absorbante. Selon **Trabelsi (2014)**, cette méthode permet d'évaluer la dégradation de la matière organique notamment les colorants présentent dans l'effluent. L'échantillon total a été prélevé puis centrifugé afin d'éliminer les particules en suspension. C'est ensuite une aliquote du surnageant clarifiée qui a été prélevée pour être introduite dans une cuve en quartz propre et sèche, adaptée aux mesures dans les domaines ultraviolet et visible. L'analyse spectrale a été réalisée à l'aide d'un spectrophotomètre à balayage de type Helios α -Unicam Spectronic, piloté par ordinateur (**voir annexe 15**).

Le spectre a été enregistré sur une plage de longueurs d'onde allant de 200 à 800 nm, couvrant ainsi les régions UV-Visible. L'absorbance a été mesurée contre un blanc constitué de l'effluent initial dilué (1/10), afin de corriger les interférences de fond. Les spectres obtenus ont été traités avec le logiciel Origin Pro 2018. Une longueur d'onde spécifique, correspondant à un pic d'absorbance caractéristique du polluant cible, a été sélectionnée pour chaque série d'échantillons. Les valeurs d'absorbance à cette longueur d'onde ont été extraites aux différents temps de traitement, puis tracées pour obtenir une courbe cinétique unique, représentative de l'évolution du polluant au cours du temps.

Résultats et discussion

1. Analyses physico-chimiques de la matière première

Les propriétés physico-chimiques de la matière première, constituée d'un mélange de déchets verts, ont été évaluées afin de caractériser son potentiel en tant que précurseur de charbon actif.

Les analyses ont porté sur plusieurs données essentielles, notamment : le pH, la conductivité électrique, l'azote Kjeldahl, et la matière organique

L'objectif de cette analyse est de mieux comprendre les caractéristiques intrinsèques de la matière première et d'identifier les éléments essentiels pour son valorisation en charbon actif.

Les valeurs enregistrées sont représentées dans le tableau :

Tableau 5 : Caractéristiques physico-chimiques de la matière première.

Paramètres	Unité	Valeur moyenne obtenue
pH	/	4,271
Conductivité électrique	μS/cm	1764,5
Azote totale	%	1,313
Matière organique	%	93,23
Carbone organique	%	64,65
Rapport de C/N	/	46,65

La valeur moyenne du pH mesurée au cours des deux essais réalisés sur les déchets organiques est de $4,271 \pm 0,0014$, indiquant une acidité du milieu, cette acidité peut être attribuée à la présence de composés organiques acides, notamment des acides phénoliques, carboxyliques, ou d'autres métabolites secondaires, couramment retrouvés dans les résidus végétaux tels que les pelures d'agrumes (oranges) et d'oignons.

Cette acidité peut influencer de manière significative le processus de carbonisation et d'activation, en favorisant la formation de sites acides à la surface du matériau activé, cette caractéristique peut s'avérer bénéfique pour certaines applications, notamment l'adsorption des métaux lourds (**Ahmad *et al.*, 2014**).

Ces observations sont cohérentes avec les résultats rapportés par **Ioannidou et Zabaniotou, (2007)**, qui ont relevé des valeurs de pH comprises entre 4,2 et 5,0 pour divers déchets lignocellulosiques, en particulier d'origine agricole, utilisés comme précurseurs de charbons actifs.

En revanche, les valeurs obtenues dans la présente étude sont plus acides que celles rapportées par **Parra-Orobio *et al.*, (2023)**, dans le cadre d'une étude sur le co-compostage de déchets verts et alimentaires en présence de biochar, où les pH mesurés variaient entre 5,6 et 6,2 selon la composition des mélanges.

La mesure de la conductivité électrique des extraits aqueux issus de la biomasse a révélé une moyenne de $1764,5 \mu\text{S}/\text{cm} \pm 219,9 \mu\text{S}/\text{cm}$, correspondant à une conductivité modérée traduisant une concentration notable en sels minéraux dissous et en composés organiques ionisables, tels que le potassium, le calcium et le magnésium, naturellement présents dans la matière première (**Benabderrahim *et al.*, 2018**).

Les résultats obtenus sont nettement supérieurs à ceux rapportés par **Mujtaba *et al.*, (2021)**, qui ont mesuré une conductivité électrique moyenne de $0,32 \pm 0,1 \mu\text{S}/\text{cm}$ pour une biomasse composée d'un mélange de résidus végétaux et de fruits, destinée à la production de biochar et de compost. Cette différence significative peut être attribuée à la nature spécifique des intrants utilisés dans le présent travail, caractérisés par une forte concentration en éléments solubles.

Il est important de noter qu'une teneur élevée en minéraux peut influencer de manière significative la structure et les propriétés physico-chimiques du charbon actif obtenu. En effet, ces minéraux peuvent perturber le développement de la porosité lors du processus de carbonisation ou d'activation, et engendrer la formation de cendres ou de phases inorganiques indésirables. Cela peut, à terme, limiter les performances du charbon actif, notamment en adsorption, en catalyse ou dans les applications environnementales.

Le dosage de l'azote total dans un échantillon de déchets verts a été réalisé selon la méthode de Kjeldahl, et a révélé un taux de $1,313 \% \pm 0,0025 \%$. Cette teneur est considérée comme modérée et favorable dans le cadre de la production de charbon actif, en particulier en raison de l'équilibre qu'elle offre entre porosité du matériau, la fonctionnalisation de surface et rendement global du procédé.

Ce résultat est cohérent avec les données rapportées par **Elkhalifa *et al.*, (2022)**, qui ont observé un taux d'azote de $1,37 \%$ pour la carotte. En revanche, il demeure inférieur aux valeurs relevées pour d'autres résidus végétaux tels que la tomate ($3,72 \%$) et le concombre ($3,91 \%$). Ces différences s'expliquent principalement par la variabilité de l'origine des biomasses utilisées, ainsi que par la composition et la proportion des éléments constitutifs des déchets, qui influencent directement la teneur en azote.

Ainsi, la teneur modérée en azote des déchets verts analysés confirme leur potentiel en tant que matière première pour la production de charbon actif, tout en illustrant l'importance de la caractérisation préalable des intrants selon leur origine.

La calcination de l'échantillon de déchets verts bruts à 550 °C en présence d'oxygène a permis d'éliminer la quasi-totalité de la matière organique volatile contenue dans l'échantillon. Le résidu solide obtenu correspond à la fraction minérale, également appelée cendre.



Figure 31 : Charbon brut avant et après calcination. (Photo personnelle)

La teneur moyenne en matière organique de **93,3049 % \pm 0,16 %**, calculée par la perte de masse après incinération. Cette valeur particulièrement élevée reflète la richesse intrinsèque des déchets verts en composés organiques biodégradables.

Cette teneur particulièrement élevée confère à ces déchets un potentiel pour des processus de valorisation organique, notamment *via* la carbonisation. En effet, la teneur mesurée s'approche de la valeur maximale de 98 % rapportée par **Reyes-Torres *et al.*, (2018)**, confirmant ainsi la qualité significative du matériau étudié. Par ailleurs, la forte teneur en matière organique constitue un indicateur favorable pour la production de charbon actif. Comme le soulignent **González-García *et al.*, (2018)**, une teneur élevée en matière organique est essentielle pour assurer une carbonisation efficace, conduisant à l'obtention d'un charbon activé présentant une surface spécifique élevée, critère déterminant pour optimiser ses performances d'adsorption.

Sur la base de la teneur de la matière organique obtenue, la teneur correspondante en carbone organique est estimée à 46,65 %. Cette valeur est en parfaite cohérence avec celles rapportées par **Liu *et al.*, (2017)** et **Kumar *et al.*, (2019)**, qui ont observé des teneurs en carbone organique comprises entre 44 % et 48 % dans des déchets végétaux urbains soumis à un séchage à 105 °C.

Selon **Yang *et al.*, (2017)**, ce niveau élevé de carbone organique reflète la présence significative de composants végétaux structurellement stables, qui résistent à la dégradation thermique à cette température), confirmant ainsi la bonne qualité organique du substrat et son aptitude à la carbonisation.

En effet, une teneur élevée en carbone organique favorise la formation d'un réseau poreux plus développé, associé à une surface spécifique élevée du charbon final. Ces caractéristiques améliorent significativement les propriétés fonctionnelles du charbon, notamment sa capacité d'adsorption, sa stabilité thermique et son efficacité énergétique (**Zhao *et al.*, 2019**).

Compte tenu des résultats obtenus, il apparaît que les déchets verts analysés présentent un fort potentiel de valorisation thermochimique, notamment pour la production de biochars ou charbons actifs destinés à des usages environnementaux ou industriels.

Le rapport carbone/azote (C/N) constitue un paramètre critique pour évaluer la qualité et la performance potentielle d'une biomasse destinée à la production de charbon par carbonisation. Ce rapport renseigne sur l'équilibre entre le carbone organique, composant principal du charbon, et l'azote, souvent à l'origine de sous-produits indésirables pendant la pyrolyse.

Dans le cas des déchets verts séchés, le rapport C/N d'une valeur de 35,53 traduit une forte dominance carbonée, typique des biomasses lignocellulosiques à forte teneur en cellulose et lignine, et à faible proportion protéique. Cette valeur se situe nettement au-dessus du seuil critique de 30, seuil à partir duquel la conversion thermochimique devient plus favorable à la formation de charbon stable pauvre en composés azotés volatils (**Demirbaş, 2001**).

Ce type de biomasse est particulièrement recherché dans les processus de pyrolyse lente, où l'objectif est de maximiser la fraction solide (biochar) tout en limitant la formation de gaz et liquides chargés en azote.

En effet, un excès d'azote peut entraîner la libération de composés azotés nocifs tels que l'ammoniac (NH_3) ou les oxydes d'azote (NO_x), contribuant à la pollution atmosphérique et réduisant la qualité du charbon obtenu (**McGill et Williams, 1994**).

Par ailleurs, une biomasse présentant un rapport C/N équilibré et élevé nécessite moins d'ajustement préalable avant carbonisation, ce qui simplifie le procédé industriel et augmente la rentabilité de la chaîne de valorisation. Comme le soulignent **Sánchez-Monedero *et al.*, (2018)**, l'optimisation du rapport C/N, notamment par le mélange judicieux de matières premières, permet d'obtenir un charbon de haute qualité, avec une surface spécifique meilleure, une stabilité chimique renforcée, et des émissions réduites.

Donc, le rapport C/N de 35,532 indique que les déchets verts analysés présentent une composition intrinsèquement favorable à la production de charbon performant, avec un excellent compromis entre rendement, qualité et impact environnemental. Ce rapport confirme leur aptitude à une valorisation efficace et durable dans les filières bioénergétiques ou environnementales.

Les déchets verts analysés montrent un bon potentiel pour la production de charbon actif, avec une teneur élevée en matière organique allant jusqu'à 93,30 %, assurant ainsi un bon rendement en carbone. La présence modérée d'azote de 1,31 % favorable à la formation de sites fonctionnels azotés. Leur pH acide de 4,2 et leur conductivité élevée atteignant 1764,5 $\mu\text{S}/\text{cm}$ peuvent nécessiter un prélavage pour éliminer les sels solubles, mais n'affectant pas leur aptitude à l'activation. Ces caractéristiques confirment que cette biomasse est hautement adaptée à la synthèse de charbons actifs, destinés à des applications d'adsorption environnementale, telles que la décontamination des eaux ou l'élimination des polluants organiques et métalliques.

2. Caractérisation physicochimique de charbon actif



Figure 32 : le charbon actif : (a) après activation chimique, (b) après broyage. (Photo personnelle)

2.1. Point de charge zéro (pH_{pzc})

La détermination du **point de charge nulle** (pH_{pzc}) constitue une étape cruciale dans la caractérisation physico-chimique des matériaux adsorbants. Ce paramètre correspond au pH auquel la charge nette à la surface du matériau est nulle, c'est-à-dire, le point où les groupes fonctionnels acides (déprotonés) et basiques (protonés) sont en équilibre. La connaissance du (pH_{pzc}) est essentielle pour prédire les interactions électrostatiques entre la surface du matériau et les espèces ioniques présentes en solution (Boehm, 2002 ; Moreno-Castilla, 2004).

La représentation graphique du pH_{final} en fonction du $\text{pH}_{\text{initial}}$ (Figure 33) permet d'identifier le (pH_{pzc}) le point d'intersection entre la courbe expérimentale et la droite d'équation $\text{pH}_{\text{final}} = \text{pH}_{\text{initial}}$.

La représentation graphique obtenue révèle une intersection avec la diagonale (bissectrice) à $\text{pH} \approx 7,3$, indiquant que le charbon actif atteint sa neutralité de surface à cette valeur. Cette approche graphique est reconnue pour sa simplicité et son efficacité dans la détermination expérimentale du (pH_{pzc}), particulièrement dans le cas des matériaux poreux fonctionnalisés (Rivera-Utrilla *et al.*, 2011).

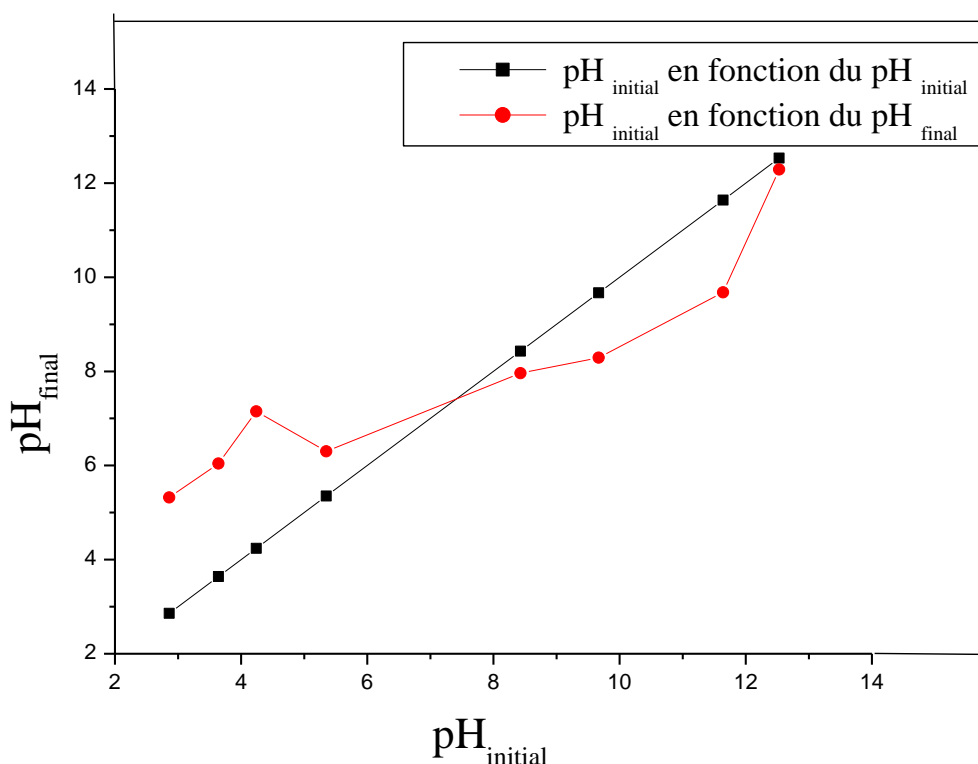


Figure 33 : Représentation graphique du point de charge zéro.

La valeur mesurée du point de charge nulle ($\text{pH}_{\text{pzc}} \approx 7,3$) suggère que la surface du charbon actif est **modérément neutre**, ce qui est caractéristique des charbons préparés à partir de biomasses riches en lignine et hémicellulose. Lors du processus d'activation, ces constituants permettent la formation de groupes acides et basiques. Conférant au matériau une surface chimiquement équilibrée. Cette caractéristique se traduit par une **activité d'adsorption équilibrée**, bien adaptée au traitement de matrices complexes telles que les effluents industriels mixtes (Ioannidou et Zabaniotou, 2007).

À un **pH inférieur à 7,3**, la surface du charbon actif est globalement chargée positivement, résultant de la protonation des groupes fonctionnels acides ($-\text{OH}$, $-\text{COOH}$). Cette charge favorise les interactions électrostatiques avec des **espèces anioniques**, telles que les nitrates (NO_3^-), les chromates (CrO_4^{2-}) et les phosphates (PO_4^{3-}). Ce comportement est crucial pour la **dépollution des eaux chargées en anions**, notamment en contexte de traitement des eaux usées urbaines ou industrielles (Babel et Kurniawan, 2003).

En revanche, à un pH supérieur à 7,3, la surface du charbon devient chargée négativement en raison de la déprotonation des groupes acides. Cela renforce l'affinité du matériau pour les cations métalliques tels que le plomb (Pb^{2+}), le cadmium (Cd^{2+}) et le cuivre (Cu^{2+}), *via* des interactions de complexation ou d'échange ionique. Cette propriété électrochimique élargit les applications du charbon actif aux traitements des métaux lourds en solution aqueuse, y compris dans les industries minières ou métallurgiques (Mohan et Pittman, 2006).

Ainsi, ce charbon actif présente une polyvalence fonctionnelle remarquable, capable d'interagir efficacement avec des contaminants organiques ou inorganiques de charge opposée en fonction du pH du milieu (Babel et Kurniawan, 2003).

En outre, l'analyse du comportement du pH final dans des solutions initialement très acides ou très basiques montre une tendance à revenir vers une valeur proche de la neutralité (entre pH 6 et 8). Ce phénomène illustre le pouvoir tampon du matériau, attribuable à la présence de groupes fonctionnels amphotères à sa surface, capables de gagner ou perdre des protons selon les conditions du milieu (Arwenyo *et al.*, 2023). Une telle capacité est essentielle pour stabiliser le milieu réactionnel au contact du charbon, favorisant des conditions optimales d'adsorption.

En conclusion, la valeur du pH_{pzc} obtenue pour ce charbon actif ($\approx 7,3$) est cohérente avec les plages observées dans les études rapporté par **Ioannidou et Zabaniotou, (2007)** pour des matériaux similaires à base de déchets ligno-cellulosiques, soumis à une activation physique ou chimique. Cette valeur constitue un paramètre clé pour optimiser les conditions d'adsorption selon le type de polluant visé.

2.2. Test de RAMAN

Le spectre Raman obtenu (**Figure 34**) met en évidence deux pics caractéristiques du charbon actif, fournissant des informations cruciales sur le degré d'ordre, les défauts structuraux et la nature des liaisons chimiques dans le réseau carboné. Les deux bandes sont localisés autour de :

- Bande **D** : appelée **bande de désordre**, elle est centrée à **1350 cm^{-1}** .
- Bande **G** : correspond à la **bande graphitique**, elle est située à **1598 cm^{-1}** .

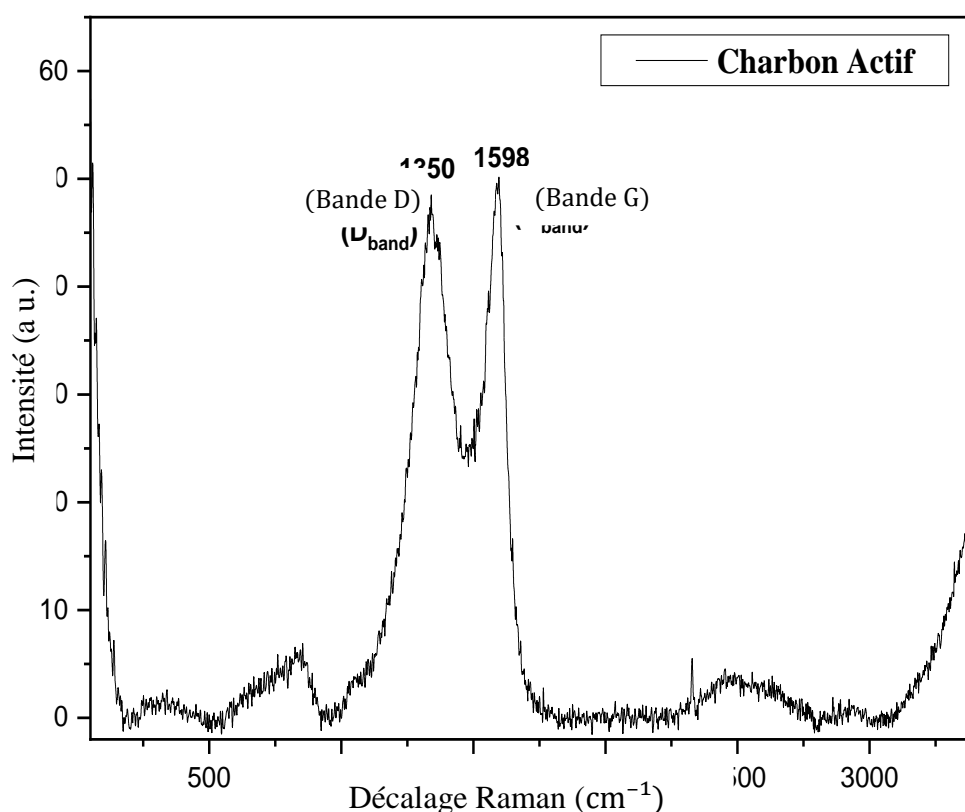


Figure 34 : Le spectre Raman du charbon actif.

D'après **Ferrari et Robertson, (2020)**, les deux bandes (G, D) observées dans le spectre Raman sont typiques des matériaux carbonés et largement décrites dans la littérature bibliographique.

- **Bande D ($\sim 1350 \text{ cm}^{-1}$) : Désordre structurel et défauts induits**

La **bande D** est attribuée aux **modes** de vibrations de respiration du cycle aromatique sp^2 . Elle devient Raman-active uniquement en présence de défauts ou de bords dans les structures graphitiques. L'intensité marquée dans le spectre étudié indique une **structure hautement désorganisée**, typique des charbons activés chimiquement à base de biomasse. Ces défauts peuvent être dus à la fragmentation des domaines sp^2 pendant l'activation chimique (souvent avec H_3PO_4) responsable de structuration amorphe, à la présence de groupes oxygénés fonctionnels ($-\text{COOH}$, $-\text{OH}$), ou à des structures carbonées amorphes (**Hossain et al., 2018**).

La présence marquée de la bande D met en évidence la présence de nombreux défauts structuraux, ce qui confirme l'activation du charbon (par voie chimique ou physique). Ces défauts jouent un rôle important dans les applications d'adsorption (gaz, colorants, métaux lourds), car ils augmentent la réactivité de surface (**Marsh et Rodriguez-Reinoso, 2006**).

- **Bande G ($\sim 1598 \text{ cm}^{-1}$) – Graphitisation partielle**

La **bande G** correspond aux **vibrations d'élongation de type C=C** dans les plans sp^2 du graphite. Elle indique la présence de **domaines ordonnés** dans le réseau carboné, bien que ceux-ci soient relativement limités. Dans ce cas, la position légèrement décalée à $\sim 1598 \text{ cm}^{-1}$ (au lieu de 1580 cm^{-1} pour le graphite pur) indique une structure turbostratifiée, c'est-à-dire une organisation imparfaite des feuillets graphéniques. Cette bande est caractéristique des matériaux carbonés, qu'ils soient amorphes, turbostratifiés ou graphitisés.

La proximité de cette bande G par rapport à la valeur caractéristique du graphite pur ($\approx 1580 \text{ cm}^{-1}$) suggère une structure aromatique condensée, bien que perturbée par des défauts, ce qui est typique des charbons issus de la pyrolyse de biomasse (**Rodriguez-Reinoso et Molina-Sabio, 1998**).

À partir du spectre Raman fourni, il est possible d'estimer le rapport d'intensité **ID/IG**, couramment utilisé pour évaluer le degré de cristallinité des matériaux carbonés.

Selon **Kumar *et al.*, (2023)**, le ratio ID/IG fournit des indications en fonction de la structure du matériau :

- ✓ ID/IG < 0,7, ce ratio indique une structure carbonée hautement ordonnée, typique des matériaux partiellement graphitisés, avec une faible densité de défauts structuraux et une cristallinité relativement élevée.
- ✓ ID/IG \approx 0,7–1,2, ce domaine traduit une structure modérément amorphe, contenant à la fois des domaines ordonnés et désordonnés, c'est à dire structure équilibrée entre porosité, surface spécifique, et réactivité chimique. Ce type de charbon convient à des applications telles que l'adsorption de contaminants, la catalyse hétérogène, ou la filtration de l'eau.
- ✓ ID/IG > 1,2, indique une structure fortement amorphe, avec une prédominance de défauts, de bords libres et de discontinuités dans le réseau sp². Généralement observé dans les charbons activés obtenus par pyrolyse à basse température ou activation chimique intensive, il est recommandé dans les systèmes de traitement d'eau ou la capture de gaz (**Kumar *et al.*, 2023**).

Le rapport ID/IG calculé pour notre échantillon de charbon actif est de 0,94, obtenu à partir des intensités respectives 49 pour la bande D et 52 pour la bande G. Cette valeur se situe dans la plage indicative d'une structure modérément amorphe, typique des charbons activés issus de biomasse.

Cette valeur traduit la présence simultanée de domaines graphitiques restreints et de défauts structuraux qui augmentent les sites actifs disponibles sur la surface du matériau pour les interactions physico-chimiques. Ce niveau de désordre contrôlé est favorable pour des applications nécessitant une forte capacité d'adsorption, notamment dans le traitement des eaux usées et la captation de molécules organiques ou inorganique (**Sancey, 2011**).

2.3. Test de Fourier Transform Infrared Spectroscopy (FTIR)

Le spectre FTIR met en évidence la présence de groupes fonctionnels à la surface du charbon actif, avant et après activation, en se basant sur les bandes d'absorption caractéristiques des liaisons chimiques. Ces informations permettent de déterminer l'évolution chimique de la matière première et la fonctionnalisation de la surface carbonée. Les graphes comparatifs des spectres permettent ainsi d'identifier les modifications structurales induites par le traitement thermique ou chimique, en mettant en évidence

l'apparition, la disparition ou le déplacement de certains pics caractéristiques. L'analyse du charbon actif par spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier permet l'obtention d'un spectre, enregistré dans la gamme 4000-400 cm^{-1} , met en évidence des bandes d'adsorption caractéristique présenté dans la **figure (35)** et **tableau (6)** :

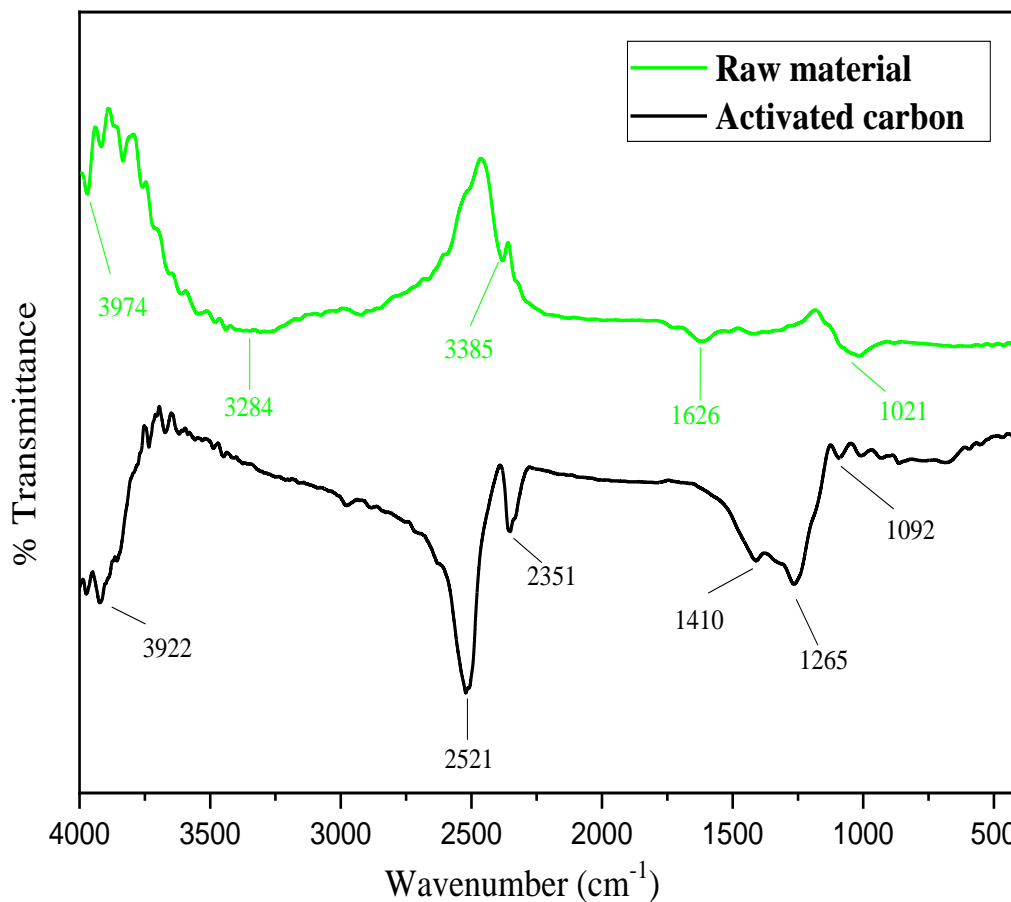


Figure 35 : Le Spectres FTIR de la matière brute et du charbon actif.

Tableau 6 : Les principales bandes observées et leurs interprétations.

Bande (cm ⁻¹)	Matière première	Charbon actif	Observation et interprétation	Rôle dans l'adsorption
3974	Présent	Absent	Disparition de la bande O–H libre (liée à l'eau) par évaporation thermique ; une perte des hydroxyles liés à l'humidité	Diminue les interactions hydrophiles ; améliore la stabilité thermique et l'ouverture des pores (Wang et al., 2020)
3385-3284	Présent	Absent	Disparition des bandes O–H (phénols, alcools, acides carboxyliques) par déshydroxylation thermique	Moins de liaisons H, donnant une meilleure porosité et accessibilité des sites [Wang et al., 2020]
3922	Absent	Présent	Apparition de fonctions O–H aromatiques stables ; condensation de cycles aromatiques hydroxylés	Favorise les liaisons H avec les polluants organiques polaires (ex : phénol, pesticides (Sultana et al., 2022))
2521	Absent	Présent	Apparition de nouveaux groupes acides oxydés (–COOH, éventuellement –SH) après activation	Sites actifs pour adsorption de métaux lourds (Cu ²⁺ , Pb ²⁺) par complexation (Tang et al., 2020)
2351	Absent	Présent	Bande associée au CO ₂ adsorbé ou vibrations asymétriques de –COOH ; une possible absorption post-carbone	Favorise l'adsorption de NH ₄ ⁺ , colorants basiques et les ions métalliques par interactions électrostatiques (Wang et al., 2020)
1626	Présent	déplacée et réduite à 1410	Déplacement vers 1410 cm ⁻¹ ; transformation de C=O (aldéhydes/cétones) en C=C aromatiques plus stables	Augmente les interactions π – π ; adsorption des composés aromatiques (pesticides, benzène (Sultana et al., 2022))
1410	Absent/faible	Présent	Apparition renforcée des C=C aromatiques condensés (ou C=O conjugués)	Adsorption renforcée par interactions π – π avec des composés organiques aromatiques (Sultana et al., 2022)
1021	présent	Absent	Disparition : Rupture thermique des ponts éther (C–O–C) des polysaccharides (cellulose/hémicellulose)	Création de porosité et désactivation des interactions glucidiques (Syafiuddin et al., 2019)
1092	Absent	Présent	Apparition par déplacement de 1021 ; groupes C–O plus polaires (esters, alcools oxydés)	Adsorption sélective des molécules polaires (solvants, composés azotés (Syafiuddin et al., 2019))

L'ensemble des résultats FTIR confirme que l'activation chimique induit une **modification très significative de la structure chimique** de la matière première. La disparition de certains groupements fonctionnels, tels que les carbonyles aromatiques, combinée à l'**apparition de nouvelles fonctions oxygénées** (acides, éthers, thiols) témoigne d'une fonctionnalisation favorable de la surface carbonée. Cette évolution chimique est directement liée à la réactivité de la surface du charbon actif, et peut expliquer son **potentiel d'adsorption *vis-à-vis*** de divers polluants.

Les résultats obtenus sont en accord avec ceux observés dans d'autres études portant sur des charbons activés. La disparition des bandes situées à 3974 et 3385–3284 cm^{-1} , correspondant aux vibrations de valence des groupements hydroxyles libres signifiant une déshydroxylation. Cette constatation est cohérente avec les travaux de **Mohtashami *et al.*, (2018)**, qui ont noté une disparition similaire dans un charbon actif dérivé de bagasse de canne à sucre après activation chimique.

Par ailleurs, les bandes observées à 2351 cm^{-1} , 2521 cm^{-1} et 1265 cm^{-1} correspondent respectivement à l'adsorption du CO_2 (groupe $\text{O}=\text{C}=\text{O}$), à la présence de groupes carbonyles, et à des liaisons C–N, confirmés par **Dittmann *et al.*, (2022)**, dans leurs travaux utilisant la TGA-FTIR pour caractériser des charbons actifs préparés pour l'épuration de l'eau.

De plus, le remplacement de la bande observée à 1021 cm^{-1} dans la matière première, par une bande à 1092 cm^{-1} dans le charbon actif, traduit une modification des fonctions C=C ou C–O, typique des effets de l'activation thermique ou chimique, comme illustré dans l'étude publiée par **Al Dawery *et al.*, (2023)** sur les charbons dérivés de boues d'épuration.

Le déplacement de la bande de 1626 cm^{-1} vers 1410 cm^{-1} indique une diminution de la conjugaison aromatique, conséquence classique de la carbonisation. Ces évolutions confirment que l'activation du charbon favorise à la fois le développement de la porosité et l'enrichissement fonctionnel de la surface, deux facteurs clés pour des applications en adsorption environnementale (**Bounaâs, 2015**).

Compte tenu des résultats analytiques obtenus, confirmant que le charbon actif présente une bonne qualité adsorbante. Le point de charge zéro ($\text{pH}_{\text{pzc}} = 7,3$) montre une surface adaptée à l'adsorption de divers polluants selon le pH du milieu.

Le spectre FTIR révèle la présence de groupes fonctionnels oxygénés ($-\text{OH}$, $-\text{COOH}$, $\text{C}=\text{O}$), essentiels pour l'interaction avec des composés organiques et métalliques. Par ailleurs, le spectre Raman avec un rapport $\text{ID/IG} = 0,94$ confirme une structure amorphe riche en

domaines aromatiques, favorable aux interactions π - π . D'après ces résultats, ce charbon actif présente une structure chimique et texturale favorable aux applications environnementales.

3. Suivi de la dégradation de l'effluent et du colorant

3.1. Traitement par adsorption sur charbon actif

Le charbon actif est couramment utilisé pour traiter les effluents grâce à sa capacité d'adsorber différents polluants. Pour évaluer l'efficacité de ce procédé, plusieurs paramètres physico-chimiques sont mesurés après traitement. L'analyse des résultats permet d'estimer le taux d'élimination des contaminants et de comparer les performances du charbon actif avec d'autres procédés de traitement.

3.1.1. Évolution de la couleur et du pH

Les changements de couleur observés pendant le traitement reflètent l'évolution significative de la qualité de l'effluent, passant d'un aspect foncé et trouble, caractéristique d'une forte pollution organique, à un liquide limpide et presque incolore, indiquant une purification avancée grâce à l'adsorption sur charbon actif.

En termes de pH, une réduction significative du pH a été observée, passant de 12,23 à 6,23 en seulement 12 heures, indiquant une neutralisation rapide de l'effluent. Cette diminution importante du pH peut être expliquée par la double fonction du charbon actif : d'une part l'adsorption des ions alcalins (OH^- , Na^+), et d'autre part, son effet tampon, qui tend à ramener le pH vers sa valeur au point de charge zéro ($\text{pH}_{\text{pzc}} \approx 7,3$).

L'encapsulation du charbon actif a permis de stabiliser le matériau en limitant sa dispersion dans l'effluent, tout en maintenant son efficacité d'adsorption tout au long du traitement. Ces résultats sont cohérents avec ceux rapportés par **Tincu et al., (2024)**.



Figure 36 : Evolution de couleur au fil de traitement de l'effluent par traitement chimique. (Photo personnelle)

Des résultats comparables ont été rapportés par **Asheghmoalla et Mehrvar, (2024)**, qui ont observé une tendance à la neutralité du pH après traitement au charbon actif, sur des effluents préalablement ajustés à différents pH. De même, **Ahsan *et al.*, (2023)** ont noté une diminution du pH de 8,3 à 7,0 en 120 minutes lors du traitement d'un effluent coloré à base de charbon actif dérivé de noyaux de dattes.

3.1.2. Carbone organique totale (COT)

Le carbone organique total (COT) indique la quantité totale de matière organique présente dans l'effluent, qu'elle soit biodégradable ou non. Les résultats obtenus, sont illustrés dans les **figures (37) et (38)**, permettent d'évaluer l'efficacité du traitement appliqué.

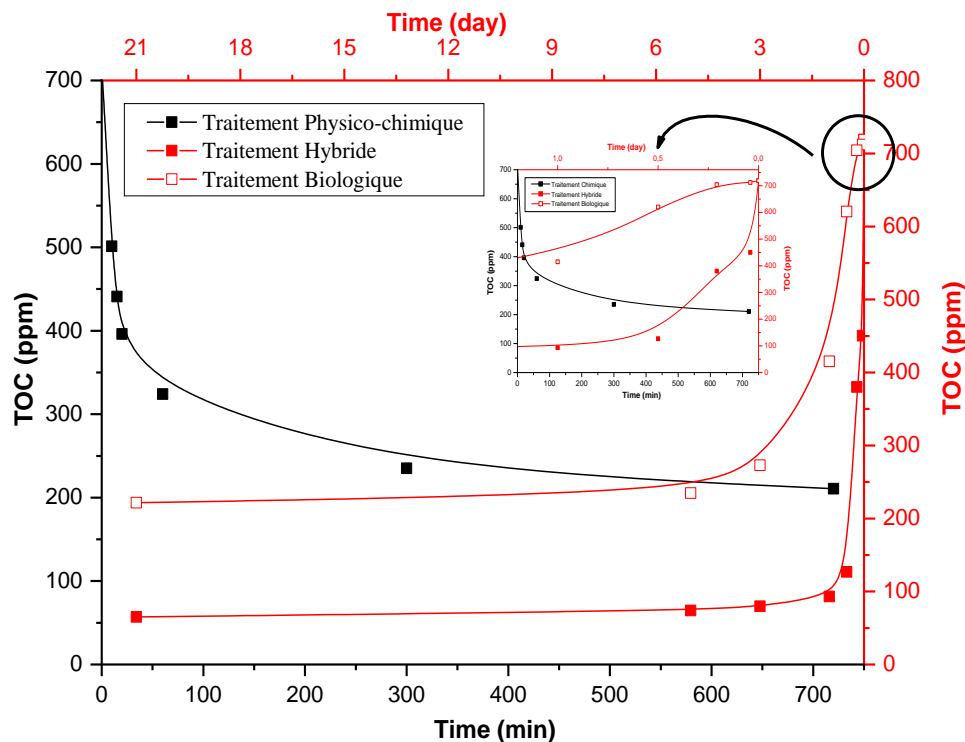


Figure 37 : Courbes de diminution du TOC de l'effluent traité pour les trois méthodes.

Les résultats du TOC après le traitement physico-chimique montre une diminution rapide dès la première heure, avec une réduction atteignant 70,68 %. Cette diminution immédiate reflète l'efficacité du processus d'adsorption, les sites actifs du charbon actif captant rapidement les molécules organiques (**Babel et Kurniawan, 2003**). Ce phénomène est caractéristique de l'adsorption physique, facilitée par la grande surface spécifique et la microporosité du matériau (**Zhang *et al.*, 2015**).

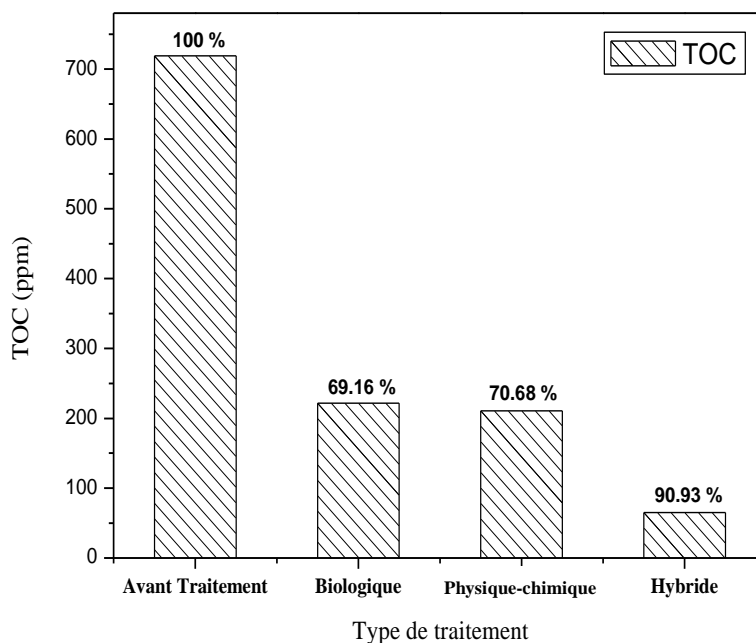


Figure 38 : Évolution de la teneur en carbone organique total (TOC) après différents types de traitements de l'effluent textile.

Toutefois, une stagnation est observée à partir de la 8^e heure, indiquant une saturation progressive du charbon actif. Ce comportement est caractéristique des systèmes d'adsorption sans régénération, où l'efficacité initiale diminue au cours du temps (**Foo et Hameed, 2010**). Selon **Zhu et al. (2010)**, cette limite résulte du fait que l'adsorption ne permet qu'un transfert de phase, sans une réelle minéralisation du carbone organique.

3.1.3. Demande chimique en oxygène

La demande chimique en oxygène (DCO) permet d'évaluer la charge globale en matières organiques oxydables dans l'effluent. Les résultats obtenus sont présentés dans la **figure (39)** illustrant l'évolution de ce paramètre au cours du traitement.

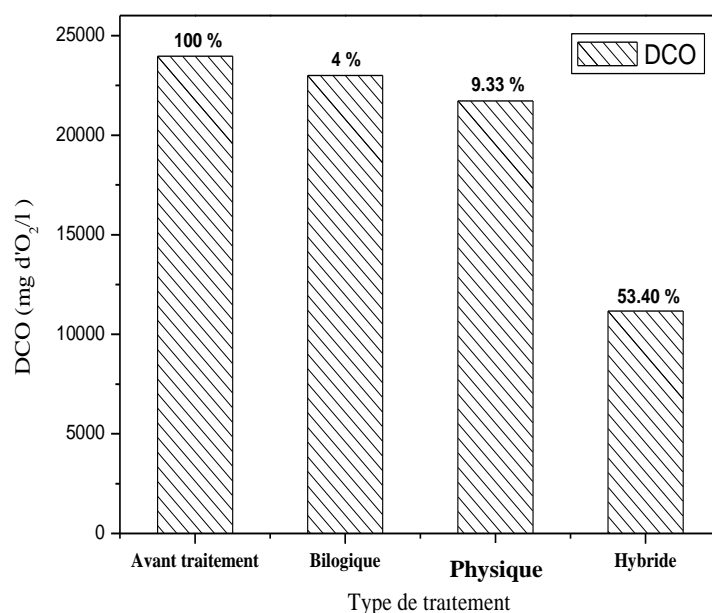


Figure 39 : Évolution de la demande chimique en oxygène après différents types de traitements de l'effluent textile.

Le traitement physique par adsorption sur charbon actif a entraîné une réduction limitée de la DCO de 9,33 %, indiquant une efficacité modeste. Cette performance peut s'expliquer par la saturation rapide des sites actifs ou une faible affinité entre certains polluants et la surface du charbon. Comme le souligne **Rashed (2013)**, la performance de l'adsorption dépend fortement de la nature, de la concentration et du poids moléculaire des composés organiques.

Les substances hydrophobes sont notamment moins bien retenues en solution aqueuse. Par ailleurs, **Foo et Hameed, (2010)** précisent que l'absence de régénération du charbon actif réduit significativement l'efficacité à long terme. Face à ces limitations, il est pertinent d'envisager des procédés complémentaires offrant une meilleure efficacité d'élimination des polluants.

Les résultats obtenus dans la présente étude dus au traitement par charbon actif montrent une **cohérence partielle** avec ceux rapportés par **Kadioğlu et al., (2025)**, qui ont évalué l'efficacité du charbon actif commercial à une dose de 2 g/L pendant 60 minutes. Dans des effluents textiles, notant une **réduction du TOC d'environ 70 %** et une **diminution de la DCO de l'ordre de 64 %**. Ces résultats sont conformes aux résultats obtenus dans la présente étude, confirmant ainsi une performance pour l'élimination du

carbone total, et par conséquent la capacité du charbon actif à éliminer efficacement les composés carbonés dissous.

En revanche, une divergence notable est observée pour la demande chimique en oxygène (DCO), pour laquelle notre traitement s'avère moins efficace. Cette différence suggère que, bien que le charbon actif présente une bonne affinité pour certaines fractions organiques, sa performance reste limitée vis-à-vis des composés organiques réfractaires.

Ces résultats mettent en évidence les limites du procédé d'adsorption seul, notamment face aux composés organiques réfractaires, et soulignent la nécessité éventuelle d'une optimisation des paramètres ou d'un traitement complémentaire pour améliorer l'abattement global de la pollution organique.

3.2. Traitement biologique (consortium bactériens)

Le traitement biologique, effectué sur une durée de 21 jours, a conduit à une clarification de la couleur, une réduction de la turbidité de l'effluent, ainsi qu'une diminution plus modérée du pH ($\Delta\text{pH} \approx 4,2$), traduisant l'absence du mécanisme d'adsorption rapide. Cette évolution peut être attribuée à l'activité métabolique des micro-organismes, qui dégradent les polluants organiques en générant des acides faibles (acides gras volatils, CO_2), contribuant ainsi à l'acidification initiale du milieu, suivie d'une stabilisation naturelle par des systèmes tampon notamment le bicarbonate-ammoniac **Manyele *et al.*, (2008)**.

Ces résultats sont cohérents avec ceux rapportés par une étude algérienne menée par **Khelassi Sefaoui *et al.*, (2021)** sur les eaux usées textiles de Sebdou-Tlemcen, où le pH de l'effluent traité s'est stabilisé entre 7 et 7,5, un niveau conforme aux normes de rejet, grâce à l'action de la biomasse microbienne.

La courbe d'évolution du TOC durant le traitement biologique (**Figure 37**) présente une cinétique plus lente, avec une réduction négligeable durant les premières heures. L'efficacité augmente graduellement pour atteindre une réduction de 69,16 % après 3 jours de traitement. Cette tendance traduit une phase d'adaptation microbienne au début du traitement (phase de latence), suivie par une activité enzymatique croissante. Le processus biologique seul reste cependant limité face aux composés peu ou non biodégradables, qui représentent une fraction importante du carbone organique total (**Santiago *et al.*, 2023**).

Par ailleurs, le un taux d'élimination de la DCO n'atteint que 4 %, révélant une performance très limitée du procédé biologique (**Figure 39**). Ce faible rendement suggère que l'effluent étudié contient majoritairement des composés organiques difficilement biodégradables. Ce constat rejoint les observations de **Metcalf et Eddy, (2003)**, qui indiquent que l'efficacité des traitements biologiques conventionnels diminue considérablement en présence de substances réfractaires, souvent présentes dans les eaux industrielles.

Nos résultats sont cohérents avec ceux de **Bera et al., (2022)**, qui ont utilisé le consortium bactérien SPB92 pour traiter un effluent textile synthétique. Ils ont obtenu une réduction de 54 % du TOC et de 79 % de la DCO en moins de 24 h, avec un pH stable autour de 7,5, indiquant une dégradation efficace de la matière organique biodégradable. La similitude observée au niveau du TOC confirme ainsi l'efficacité du traitement biologique sur les composés biodégradables.

Toutefois, la faible réduction de la DCO observée dans notre étude souligne une limitation vis-à-vis des composés réfractaires et les limites du procédé biologique seul. Cette limitation justifie le recours à des de procédés complémentaires, de type physico-chimique ou avancé, pour renforcer l'élimination globale de la pollution organique et d'atteindre des performances conformes aux exigences environnementales.

3.3. Traitement hybride (charbon actif-bactéries)

Le procédé hybride associant du charbon actif chimiquement activé et un consortium bactérien encapsulé a permis une clarification notable de l'effluent, accompagnée d'une évolution contrôlée du pH, Cette stabilité du pH témoigne une synergie fonctionnelle entre l'adsorption initiale rapide assurée par le charbon actif et la biodégradation progressive par les micro-organismes encapsulés.

La co-encapsulation dans une matrice unique permet une interaction étroite entre le support adsorbant et la biomasse, favorisant ainsi la stabilisation du pH autour de la neutralité et le maintien d'un environnement propice à l'activité microbienne (**Sun et al., 2023**).

Par ailleurs, la cinétique de réduction du carbone organique total (TOC) suit un profil biphasique (**Figure 37**) : une diminution rapide au cours des premières heures, liée à l'adsorption immédiate des composés organiques, suivie d'une baisse progressive jusqu'à atteindre un taux d'élimination de 90,93 %. Ce comportement traduit une adsorption efficace des polluants réfractaires, suivie de leur minéralisation lente par l'action des bactéries.

Dans ce procédé, le charbon actif assure un double rôle : il agit à la fois comme agent adsorbant et support pour assurer le développement du biofilm, ce qui prolonge l'activité biologique dans le temps (**Namane *et al.*, 2013**). Le traitement hybride a permis aussi une réduction significative de la DCO, atteignant 53,40 %, confirmant la synergie entre les deux mécanismes (**Figure 39**). Alors que le charbon actif capte efficacement les composés difficilement biodégradables, la biomasse encapsulée assure une dégradation soutenue de la matière organique restante, renforçant ainsi l'efficacité globale du système sur des effluents complexes tels que ceux issus de l'industrie textile.

4. Comparaison des différents systèmes de traitement

Pour comparer l'efficacité des trois systèmes, les rendements d'abattement du Carbone Organique Total (TOC) et de demande chimique en oxygène (DCO) ont été évalués pour chaque système est présentés sous forme d'histogramme (**Figure 40**).

Le système d'adsorption reposant sur un charbon actif encapsulé, le taux d'abattement du TOC est de l'ordre de 70,68 % après 21 jours de traitement et de 9,33 % pour la (DCO). Dans le cas d'un système biologique utilisant un consortium bactérien, le taux d'abattement du TOC a été de l'ordre de 69,16 % au bout de 2 heures de traitement, tandis que la DCO a été de 4 %.

En comparaison, le système de biodégradation hybride (Charbon actif-Bactéries encapsulé), a montré des performances remarquables, avec des taux d'éliminations t de 90,33 % du TOC et de 53,40 % pour la DCO après 21 jours de traitement.

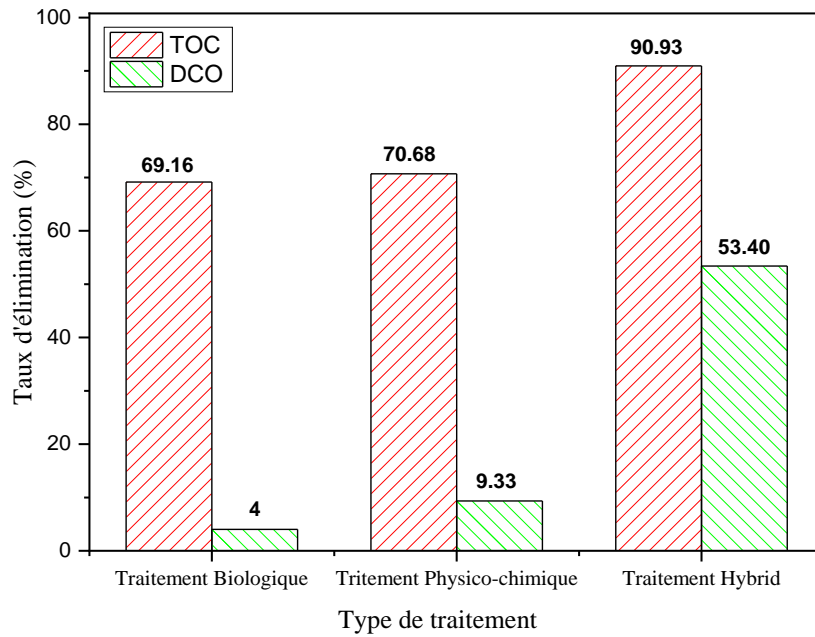


Figure 40 : Évolution de (TOC) et de (DCO) après différents types de traitements de l'effluent textile.

Dans cette étude, l'évolution de la biomasse microbienne a été suivie par turbidimétrie, une méthode basée sur la mesure de la densité optique (DO) à 600 nm. Cette méthode permet de suivre indirectement la concentration cellulaire à partir de l'augmentation de l'opacité du milieu, liée à la multiplication bactérienne. L'évolution de la biomasse microbienne diffère selon le procédé utilisé (**Figure 41**).

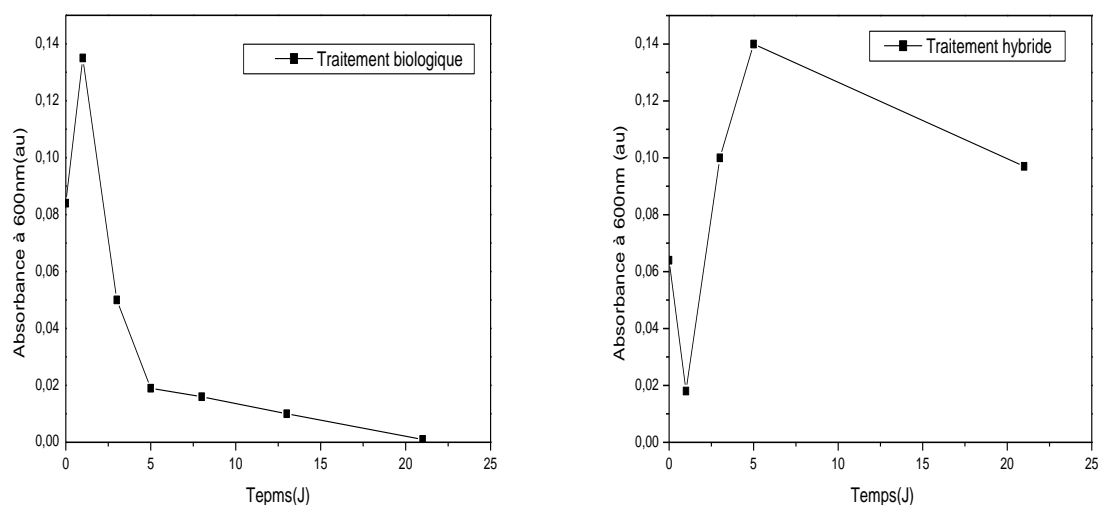


Figure 10 : Cinétique de la croissance bactérienne dans le système Hybride et biologique.

Dans le traitement biologique classique, une croissance rapide sans phase de latence est observée dès le jour 0 (J0), suivie d'une chute brutale de l'activité microbienne entre le jour 1 (J1) et le jour 3 (J3), puis d'une diminution progressive à faible niveau au jour 21. Ce profil traduit une adaptation immédiate, mais une activité de courte durée probablement due à l'épuisement rapide des substrats biodégradables.

En comparaison, le système hybride combinant charbon actif et bactéries encapsulées présente une évolution triphasique caractéristique de l'activité microbienne au sein de l'effluent textile. Une diminution initiale de la biomasse est observée au jour 1, traduisant une phase de stress aigu, liée à la toxicité du milieu (présence de colorants, tensioactifs ou métaux lourds), mais également à l'adsorption simultanée de bactéries viables et de nutriments essentiels par le charbon actif, réduisant temporairement la disponibilité des substrats. De plus, la structure du polymère encapsulant (alginate de calcium) peut limiter la diffusion initiale des composés nutritifs et ralentir l'activation métabolique des cellules. Lorsque les sites actifs du charbon sont progressivement saturés, les cellules adsorbées se relarguent dans le milieu, déclenchant une croissance soutenue de la biomasse entre J1 et J5, favorisée par la réduction de la charge toxique et la captation des polluants **organiques (Foo et Hameed, 2009)**. Cette croissance est également renforcée par le relargage naturel des bactéries à partir de la matrice, via la pression intracapsulaire et la déstabilisation progressive du gel. Par la suite, une lente décroissance est observée jusqu'au jour 21, en lien avec l'appauvrissement du milieu en substrats biodégradables et en oxygène, ainsi qu'une possible accumulation de métabolites inhibiteurs (**Sun et al., 2019**).

Ce profil dynamique traduit une activité microbienne prolongée et adaptative, révélant la synergie entre adsorption chimique et dégradation biologique dans le système hybride. L'ensemble de ces observations confirme la pertinence de cette approche intégrée pour le traitement efficace d'effluents organiques complexes.

5. Souches microbiennes montrant un potentiel de décoloration de l'effluent (après traitement)

À l'issue des traitements, une diminution significative du pH des échantillons traités a été observée, traduisant une modification de la composition chimique du milieu. Cette variation du pH est attribuée à la dégradation des matières organiques résiduelles et à l'accumulation de métabolites acides issus du processus de biodégradation.

L'analyse microbiologique post-traitement biologique a permis d'identifier des souches appartenant au genre *Bacillus* (**Figure 42**). Ces souches ont démontré une capacité remarquable d'adaptation aux variations des conditions de culture, en particulier du pH. Ces résultats sont en accord avec ceux de **Farag et al., (2022)**, qui ont montré que des souches immobilisées de *Bacillus subtilis* conservaient leur activité de dégradation sur une large plage de pH, illustrant leur tolérance aux environnements instables des effluents.

De manière similaire, dans le cadre du traitement hybride associant charbon actif et bactéries encapsulées, deux souches du genre *Bacillus* ont également révélé une bonne résistance face aux variations des conditions du milieu, notamment le pH. Ces observations corroborent les travaux de **Sekaran et al., (2013)**, qui ont mis en évidence la stabilité fonctionnelle de souches de *Bacillus* immobilisés sur du charbon actif mésoporeux, actives dans une plage de pH allant de 5 à 10. Ces résultats confirment la résilience de ces bactéries dans des environnements traités soumis à des variations de pH.

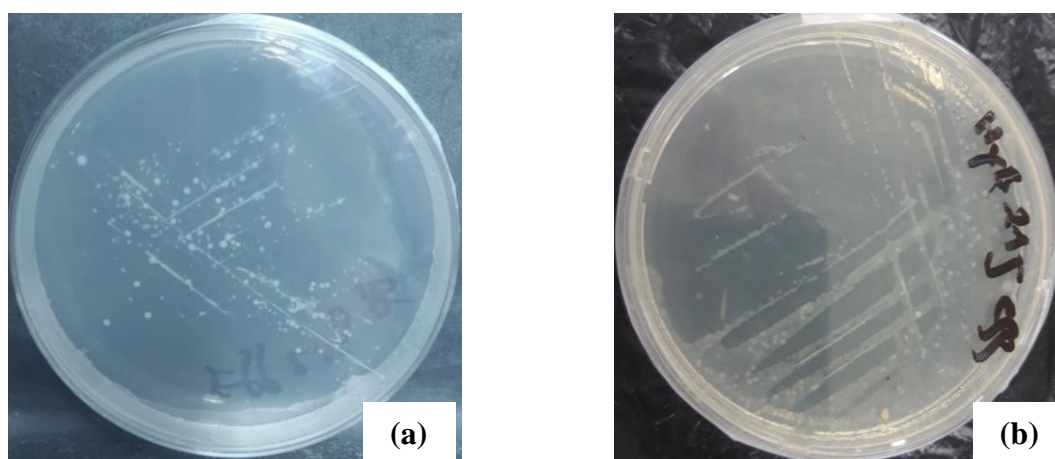


Figure 11 : les souches de *Bacillus* obtenues après traitement : (a) Traitement biologique, (b) Traitement hybride. (Photo personnelle)

A partir de l'ensemble des résultats obtenu, il est possible de déduire que le système hybride constitue une alternative prometteuse pour un traitement primaire des effluents industriels.

6. Étude spectrale de l'effluent après traitement hybride (Spectre à évolution UV-Vis)

L'analyse du spectre UV-Visible de l'effluent textile traité par le procédé hybride, associant charbon activé chimiquement et consortium bactérien encapsulé, révèle une

absorbance initiale élevée (~4,3 a.u.), traduisant une forte concentration de structures organiques aromatiques dans l'effluent brut.

Une diminution progressive de l'absorbance est ensuite observée dans la zone 200–500 nm, indiquant une réduction significative de la charge organique et des composés chromophoriques. Ce comportement suggère la disparition progressive de structures colorées et stables, telles que les liaisons azo et les cycles aromatiques, typiques des colorants synthétiques (**Wasilewska et al., 2024**).

La diminution rapide de l'absorbance au début du traitement met en évidence une adsorption efficace des composés organiques sur le charbon activé, favorisée par sa porosité développée et ses groupes fonctionnels oxygénés de surface, qui facilitent les interactions π – π et les liaisons hydrogène (**Wasilewska et al., 2024**). La réduction plus lente est observée par la suite reflète l'activité enzymatique croissante du consortium bactérien encapsulé, capable de transformer progressivement les composés résiduels en métabolites plus simples et moins absorbants (**Oberoï et al., 2015**).

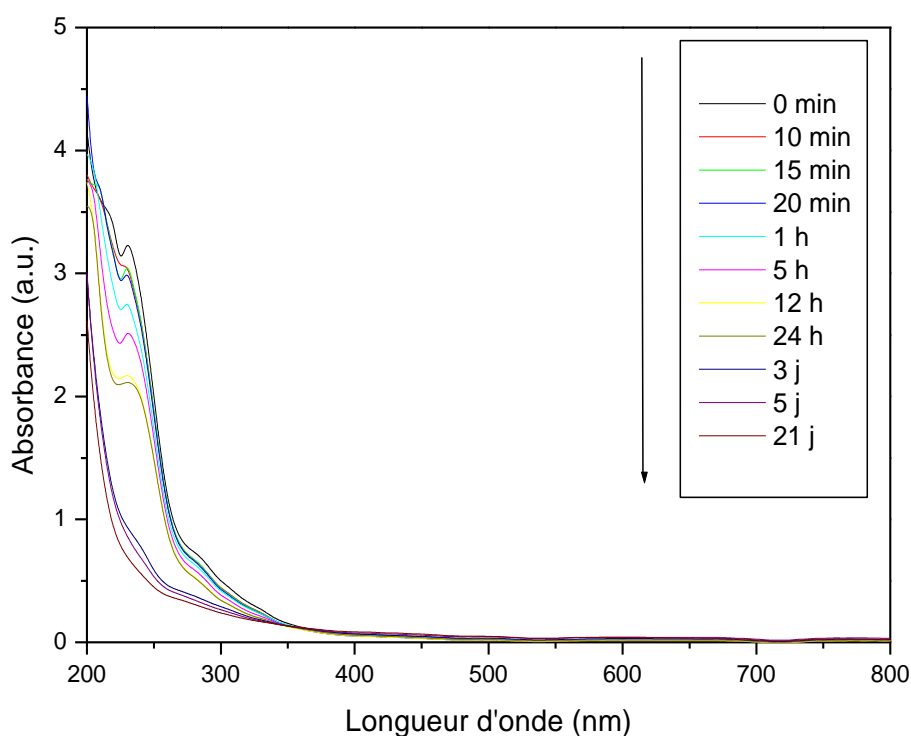


Figure 12 : Evolution spectrale de la dégradation de l'effluent industriel par le système hybride

Parmi les longueurs d'onde surveillées, l'absorbance à 254 nm se distingue comme un indicateur spectral critique de la présence de composés aromatiques réfractaires – notamment les cycles benzéniques, les phénols et les acides humiques – souvent associés à la toxicité, à la

non-biodégradabilité et à la formation de sous-produits problématiques lors des traitements tertiaires (**Molczan et Wolska, 2017**), afin d'évaluer la désactivation des fractions organiques les plus persistantes, et de confirmer la complémentarité entre l'adsorption physico-chimique et la biodégradation biologique.

Dans le cadre de la présente étude, les résultats obtenus de traitement hybride (CA-B) encapsulé sont comparables à ceux rapportés dans les travaux de **Lu et al., (2021)** et **Zhang et al., (2021)**, mettant en évidence une efficacité similaire du système hybride combinant adsorption sur biochar et biodégradation bactérienne pour le traitement des effluents organiques.

Lu et al., (2021) ont développé une méthode de traitement des eaux usées contaminées par les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), en utilisant des billes composites à base d'alginate, de biochar et de bactéries spécifiques capables de dégrader les HAP. Ces billes ont été préparées par gélification ionique dans une solution de chlorure de calcium, avec l'ajout d'un surfactant (Tween 80) pour améliorer la solubilité et la biodisponibilité des polluants. Les résultats ont montré une efficacité élevée, avec un taux de dégradation des HAP dépassant 80 %, grâce à l'action synergique entre l'adsorption par le biochar et la biodégradation assurée par les bactéries encapsulées. Cette approche hybride offre une solution prometteuse et durable pour le traitement des effluents organiquement pollués.

Zhang et al., (2021) ont mis au point un procédé d'encapsulation combinée intégrant des bactéries et du charbon actif en poudre (CAP) dans une matrice d'alginate de sodium, réticulée par gélification ionique dans une solution de chlorure de calcium. Ce système forme des billes sphériques stables, conçues pour capter efficacement les ions du plomb (Pb^{2+}) présents dans les eaux contaminées. Les essais d'adsorption en batch ont révélé une capacité maximale d'adsorption de 114,5 mg/g, supérieure à celle des systèmes contenant uniquement du charbon actif (91,7 mg/g) ou des bactéries seules (73,2 mg/g).

De plus, les billes encapsulées ont conservé leur intégrité structurale et une efficacité d'élimination stable pendant au moins cinq cycles, avec une perte de performance inférieure à 15 %. Cette approche démontre une synergie entre la biodégradation microbienne et l'adsorption physique du charbon actif, offrant ainsi une solution durable, régénérable et adaptable au traitement des effluents industriels chargés en métaux lourds.

La gestion des effluents industriels en Algérie, notamment ceux issus de l'Établissement Algérien du Textile Industriel (EATIT) de Batna, constitue un défi environnemental de premier ordre, en raison de leur forte concentration en polluants organiques complexes, en métaux lourds et en colorants synthétiques, ainsi que de l'insuffisance des infrastructures de traitement adaptées et de la faible valorisation des déchets locaux. Ces effluents, difficiles à traiter par des méthodes conventionnelles, nécessitent donc des approches innovantes et durables. Dans ce contexte, notre étude a porté sur la valorisation de déchets verts provenant du marché de gros d'El Atmania pour la production de charbon actif, destiné à être utilisé dans le traitement des effluents industriels. Trois systèmes ont été mis en œuvre afin d'évaluer leur efficacité : l'adsorption par charbon actif encapsulé (système I), le traitement biologique à l'aide d'un consortium bactérien préparé à partir de souches isolées et conservées à 4 °C, provenant du même effluent de l'EATIT Batna (système II), et un traitement hybride combinant charbon actif et bactéries encapsulées dans une seule matrice (système III). L'analyse physico-chimique de la matière première a révélé une richesse en carbone organique, une porosité développée et une structure lignocellulosique favorable, conférant au charbon actif obtenu une bonne capacité d'adsorption. Ces résultats confirment la pertinence de cette biomasse locale comme ressource pour des applications environnementales.

Les performances des différents procédés appliqués aux effluents de l'EATIT Batna sont résumées comme suit :

- ✓ Système I (adsorption par charbon actif encapsulé) : abattement de 4 % pour la DCO et de 69,16 % pour le TOC, indiquant une rétention limitée des polluants organiques complexes.
- ✓ Système II (traitement biologique par consortium bactérien isolé du même effluent) : abattement de 9,33 % pour la DCO et de 70,68 % pour le TOC, traduisant une activité microbienne partielle, probablement freinée par la toxicité ou la complexité des composés présents.
- ✓ Système III (traitement hybride charbon actif–bactéries encapsulées) : performance nettement supérieure, avec un abattement de 53,40 % pour la DCO et de 90,93 % pour le TOC, mettant en évidence une synergie efficace entre adsorption rapide et biodégradation progressive.

L'ensemble de ces résultats démontre non seulement l'efficacité du traitement hybride pour les effluents complexes de l'EATIT Batna, mais aussi le potentiel réel de valorisation des

déchets végétaux locaux dans une stratégie d'économie circulaire et de gestion durable des ressources.

A la fin de ce travail, on propose les recommandations suivantes :

- Promouvoir la valorisation des déchets verts locaux comme matière première pour la production de charbon actif, afin de renforcer les filières de traitement des eaux industrielles tout en réduisant la pression sur les ressources naturelles.
- Intégrer le procédé hybride charbon actif–bactéries encapsulées comme étape de prétraitement dans les stations de traitement des effluents industriels, notamment pour les rejets fortement chargés issus du secteur textile.

Abdessemed A. (2009). Etude de l'élimination de l'éthyle violet par adsorption sur la kaolinite et le charbon actif et par des méthodes photochimiques en milieu aqueux. Thèse de magistère. Université Mentouri-Constantine. Faculté des sciences exactes. Département de chimie.

AFNOR. (1994). *Qualité du sol - Détermination du pH*. (Norme NF ISO 10390). Association Française de Normalisation (AFNOR).

AFNOR. (2021). T90-101. *Qualité de l'eau-Détermination de la demande chimique en oxygène (DCO)*. Norme NF T90-101. Association Française de Normalisation (AFNOR).

Ahmad M., Lee S. S., Dou X., Mohan D., Sung J. K., Yang J. E. et Ok Y. S. (2014). Effects of pyrolysis temperature on soybean stover- and peanut shell-derived biochar properties and sorption of lead (Pb) in soil. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 60 (23), p : 5636-5644.

Ahsan, A. A., Sadaf, M., Farhana, S. et Ahmed, S. (2023). Adsorption process efficiency of activated carbon from date pits in removing pollutants from dye wastewater, *Membrane and Water Treatment*, 14 (4), p : 163-173.

Al-Azzawi R. S. A. et Al-Alwan H. A. S. (2025). Eco-friendly Textile Architecture : A Review of Concepts, Terms and Sustainable Applications. *Earth and Environmental Science*, 1440(1), p : 1-22.

Al Dawery S. K., Al-Sawai M. K., Al Muzami G. M. S., Annamareddy S. H. K., Al Dawari M. S., Harharah R. H., Harharah H. N. et Amari A. (2023). Treatment of Produced Water Using Prepared Activated Carbon-Based Sewage Sludge. *Separations* [en ligne], 10 (10), 519, (page consultée le 15/06/2025). <https://doi.org/10.3390/separations10100519>

Ali N. A. (2024). A comprehensive study of natural and synthetic dyes : their properties, methods of preparation, and uses. *SHIFA*, 2024 (1), p : 1-17.

Al Mardini F. (2008). Etude de l'adsorption du pesticide Bromacil sur charbon actif en poudre en milieu aqueux : Effet compétiteur des matières organiques naturelles, Thèse de doctorat, Université de Poitiers.

Aouaini F., Dhaouadi F., Sellaoui L., Badawi M., Bonilla-Petriciolet A. et Lamine A. B. (2023). Encapsulation of activated carbon into calcium alginate microspheres toward granular-activated carbon adsorbents for elemental mercury capture from natural gas. *Environmental Science and Pollution Research*, 30 (4), p : 118410-118417.

Arwenyo B., Oindo B. O., Omwoyo W. N. et Omulo G. (2023). Contribution of modified P-enriched biochar on pH buffering capacity of acidic soil. *Journal of Environmental Management* [en ligne], 339, 117863, (page consultée le 15/06/2025). <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117863>

Asheghmoalla M. et Mehrvar M. (2024). Adsorption of a multicomponent pharmaceutical wastewater on charcoal-based activated carbon : equilibrium and kinetics [en ligne]. *Water* [en ligne], 16 (15), 2086, (page consultée le 15/06/2025). <https://doi.org/10.3390/gels10110713>

- Astuces d'artiste (2025). *Pigments laqués en peinture : tout ce qu'il faut savoir*, (page consulté le 23/05/2025). <https://astucesdartiste.com/pigment-laque-peinture>
- Avanthonica A. (2021). A brief note on industrial pollution. *Journal of industrial pollution control*, 37 (8), p : 1.
- Ayele A., Getachew D., Kamaraj M. et Suresh A. (2021). Phytoremediation of Synthetic Dyes : An Effective and Eco-Friendly Algal Technology for the Dye Abatement. *Journal of Chemistry*, 2021, p : 1-14. <https://doi.org/10.1155/2021/9923643>
- Ayral C. (2009). Elimination de polluants aromatiques par oxydation catalytique sur charbon actif. Thèse de doctorat, Université de Toulouse.
- Babel S., et Kurniawan T A. (2003). Low-cost adsorbents for heavy metals uptake from contaminated water : a review. *Journal of Hazardous Materials*, 97 (1–3), p : 219-243. [https://doi.org/10.1016/S0304-3894\(02\)00263-7](https://doi.org/10.1016/S0304-3894(02)00263-7)
- Bakatula E. N., Richard D., Neculita C. M. et Zagury G. J. (2018). Determination of point of zero charge of natural organic materials. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(8), 7823-7833.
- Bauchau F. (2019). Étude des pigments laqués employés dans la peinture de chevalet. Centre Interdisciplinaire de Conservation et de Restauration du Patrimoine (CICRP)
- Belghit A. (2023). Applications de nouveaux procédés d'oxydation avancées pour la dégradation des polluants organiques modèles en solutions aqueuses. THESE pour l'Obtention du Diplôme de Doctorat : en Génie des Procédés. Université de Constantine 3 Salah Boubnider , p : 14-15
- Benabderrahim M. A., Hannachi H. et Touil, S. (2018). Characterization and valorization of green waste for the production of biofuels and biochars. *Waste and Biomass Valorization*, 9(11), p : 2093-2102.
- Benaissa A. (2011). Etude de la dégradation photo catalytique d'un colorant synthétique et d'un tensioactif. Thèse pour l'obtention du diplôme de Doctorat : Sciences En Génie des procédés. Université Mentouri Constantine .Faculté des Sciences de l'Ingénieur, Département de Chimie Industrielle, 132 p.
- Ben Mansour H., Boughzala O., Dridi D., Barillier D., Chekir-Ghedira L. et Mosrati R. (2011). Les colorants textiles sources de contamination de l'eau : CRIBLAGE de la toxicité et des méthodes de traitement. *Journal of Water Science*, 24 (3), p : 209-238.
- Ben Slama H., Bouket A. C., Pourhassan Z., Alenezi F. N., Silini A., Cherif-Silini H., Oszako T., Luptakova L., Golińska P. et Belbahri L. (2021). Diversity of Synthetic Dyes from Textile Industries, Discharge Impacts and Treatment Methods. *Applied Sciences*, 11(14), 6255, (page consultée le 15/03/2025). <https://doi.org/10.3390/app11146255>

- Benkhaya S., El Harfi S. et El Harfi A. (2017). Classifications, properties and applications of textile dyes : A review. *Applied Journal of Environmental Engineering Science*, 3 (3), p : 311-320.
- Bera S., Dey A., Maity C. et Banerjee A. (2022). Biodegradation and detoxification of an azo dye by a novel bacterial consortium SPB92. *Environmental Technology & Innovation* [en ligne], 28, 102951, (page consultée le 10/06/2025). <https://doi.org/10.1016/j.eti.2022.102951>
- Blaise C., Sergy G., Wellis P., Bermingham N. et Van Coillie R. (1988). Biological testing Development, application, and trends in Canadian environmental protection laboratories. *Toxicity Assessment*, 3 (4), p : 385-406.
- Boehm H. P. (2002). Surface oxides on carbon and their analysis : A critical assessment. *Carbon*, 40 (2), p : 145-149. [https://doi.org/10.1016/S0008-6223\(01\)00165-8](https://doi.org/10.1016/S0008-6223(01)00165-8)
- Bouafia S. (2010). Dégradation des colorants textiles par les procédés d'oxydation avancée basée sur la réaction de fenton. Thèse de doctorat : Génie des procédés science et techniques de l'environnement. Université Saâd dahlab. Faculté des sciences de l'ingénieur. 154 p.
- Bounaâs M., (2015). Élaboration de charbons actifs : L'activation consiste à développer la structure poreuse et créer les fonctions de surface, qui sont à l'origine des interactions entre le solide et les molécules adsorbées afin d'accroître le pouvoir adsorbant du charbon actif. Mémoire de fin d'études, École Nationale Polytechnique-Alger, 1. 6. 2 p.
- Chakraborty J.N. (2010). Colouring materials. in : Chakraborty J.N., *Fundamentals and Practices in Colouration of Textiles*. Woodhead Publishing India. Elsevier Masson. France, p : 11-19.
- Chattopadhyay D.P. (2011). Chemistry of dyeing. in : Clark M., *Handbook of Textile and Industrial Dyeing : Principles, Processes and Types of Dyes* . Woodhead Publishing Series in Textiles. Vol. 1, Elsevier Masson. France, p : 150-183.
- Chavan R. B. (2011). Environmentally friendly dyes in : Clark M. *Handbook of Textile and Industrial Dyeing*. Woodhead Publishing Series in Textiles. Vol. 2, Elsevier Masson. France, p : 515-561.
- Chenini H. (2017). Etude de la dégradation par voie photochimique de polluant organique « orange g » en milieu aqueux. Thèse pour l'obtention de diplôme de Doctorat. Science en chimie Université Mentouri-Constantine faculté des sciences exactes. Département de chimie, 176 p.
- Cheng S., Zhang L., Xia H. et Peng J. (2017). Characterization and adsorption properties of La and Fe modified activated carbon for dye wastewater treatment. *Green Processing and Synthesis*, 6(5), p : 457-468.
- Chetoui S. (2010). Structures et propriétés physico-chimiques de substances colorantes de synthèse. Thèse pour l'obtention du diplôme de Magister. Chimie. Université Mentouri-Constantine. Faculté des Sciences exactes. Département de Chimie, 180 p.

- Clise E. H. (1948). Appendix to suborder *Eubacteriineae*. in : Breed R. S., Murray E. G. D., Hitchens A. P. : *Bergey's Manual of Determinative Bacteriology*, 6^{ème} édition, Edition : Baltimore : Williams & Wilkins, p : 692-703.
- Davda K., (2024). Top 10 Most Polluting Industries in the World (2025). Oizom. *Air pollution*, (page consultée le 09/03/2025).
- Demirbaş A. (2001). Biomass resource facilities and biomass conversion processing for fuels and chemicals. *Energy Conversion and Management*, 42 (11), p : 1357-1378. H.
- Dercová K., Vrana B., Tandlich R. et Šubová L. (1999). Hybrid processes in environmental remediation : Combining physical, chemical, and biological methods for improved pollutant removal. *Environmental Technology*, 20 (7), p : 673-680.
- Dittmann D., Saal L., Zietzschmann F., Mai M., Al-Sabbagh D., Schumann P., Ruhl, A. S., Jekel M. et Braun U. (2022). Characterization of activated carbons for water treatment using TGA-FTIR for analysis of oxygen-containing functional groups. *Applied Water Science*, 12, 203. <https://doi.org/10.1007/s13201-022-01723-2>
- Ecofin (2023)., L'Algérie entamera bientôt la production locale de grandes marques de vêtements prêt-à-porter : *AGRO*, [en ligne], (page consultée le 31/03/2025). <https://www.agenceecofin.com/agro-industrie/1104-107302-l-algerie-entamera-bientot-la-production-locale-de-grandes-marques-de-vetements-pret-a-porter>
- Elkhalifa S., Mariyam S., Mackey H. R., Al-Ansari T., McKay G. et Parthasarathy P. (2022). Pyrolysis Valorization of Vegetable Wastes : Thermal, Kinetic, Thermodynamics, and Pyrogas Analyses. *Energies* [en ligne], 15 (17), 6277, (page consultée le 06/02/2025). <https://doi.org/10.3390/en15176277>
- Ellen MacArthur Foundation, 2017. A new textiles economy : Redesigning fashion's future. Cowes : Ellen MacArthur Foundation.
- El-Sayed E., Abd El-Aziz E., Othman H. A., et Hassabo A.G. (2024). Azo dyes : Synthesis, Classification and Utilisation in Textile Industry. *Egyptian Journal of Chemistry*, 67, p : 87-97.
- Erguven G. O. et Yildirim N. (2019). The Evaluation of Imidacloprid Remediation in Soil Media by Two Bacterial Strains : *Current Microbiology*, 76 (12), p : 1461-1466.
- European Environment Agency, 2023. Textiles and the environment : The role of design in Europe's circular economy. Luxembourg : Publications Office of the European Union. (EEA Briefing No. 10/2023).
- European Parliament, 2023. Environmental impact of the textile and clothing industry: What consumers need to know. Brussels : European Parliamentary Research Service. (EPRS_BRI(2023)739333), (page consultée le 20/06/2025).
- Farag A. M., El-Naggar M. Y. et Ghanem K. M. (2022). 2,4-Dichlorophenol biotransformation using immobilized marine halophilic *Bacillus subtilis* culture and laccase enzyme. *Journal of Genetic Engineering and Biotechnology* [en ligne], 20 (1), 63. (page consultée le 15/05/2025). <https://doi.org/10.1186/s43141-022-00349-7>

- Ferrari A. C. et Robertson J. (2000). Interpretation of Raman spectra of disordered and amorphous carbon. *Physical Review B* [en ligne], 61 (20), 14095. (page consultée le 16/06/2025). <https://doi.org/10.1103/PhysRevB.61.14095>
- Foo K. Y. et Hameed B. H. (2010). Insights into the modeling of adsorption isotherm systems. *Chemical Engineering Journal*, 156 (1), p : 2-10.
- FUTURA science. Toxicité : qu'est-ce que c'est ? [en ligne]. (page consultée le 18/03/2025). <https://www.futura-sciences.com/sante/definitions/medecine-toxicite-6517/>
- Gaborit B. (2025). Industrie du textile : quel bilan carbone et quelles solutions ?. *Sami Éco* [en ligne], (page consultée le 16/02/2025). <https://www.sami.eco/blog/bilan-carbone-textile>
- Gharbi H. et Guentrah K. (2021). Isothermes d'adsorption d'un Polluant De l'industrie Textile. Mémoire de fin d'étude de master académique : génie chimique. Université AHIB de Mostaganem, 47 p.
- Global Fashion Agenda, 2024. Is fashion's impact on water being overlooked ? Copenhagen : Global Fashion Agenda.
- González-García P. (2018). Activated carbon from lignocellulosic precursors : A review of the synthesis methods, characterization techniques and applications. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* [en ligne], 82, p : 1393-1414. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.04.117>
- Grégorio C. et Pierre-Marie B. (2007). procédés d'oxydation avancée pour le traitement des eaux polluées par des polluants organiques persistants. Dans : Mehmet A. Traitement et épuration des eaux industrielles polluées .France : *Serlabo technologies*, p : 308-347.
- Griffiths P. R. et de Haseth, J. A. (2007). *Fourier Transform Infrared Spectrometry* (2e éd.). Wiley-Interscience, p : 560.
- Guivarch E., Mehmet A. et Oturan M. A. (2004). Le problème de la contamination des eaux par les colorants synthétiques : comment les détruire ? Application du procédé électro-Fenton. *L'actualité chimique*, p : 65-69.
- Gupta V.K. et Suhas. (2009). Application of low-cost adsorbents for dye removal. *Journal of Environmental Management*, 90 (8), p : 2313-2342.
- Hammami S. (2008). Étude de dégradation des colorants de textile par les procédés d'oxydation avancée. Application à la dépollution des rejets industriels. Thèse pour obtenir le grade de docteur : Géomatériaux. Université paris-est et Tunis el Manar, 10 p.
- Henze M., van Loosdrecht M. C. M., Ekama G. A. et Brdjanovic D. (2008). Biological Wastewater Treatment : Principles, Modelling and Design. *IWA Publishing*. 511 p.
- Hossain M. Z., Wu W., Xu W. Z., Chowdhury M. B. I., Jhavar A. K., Machin D. et Charpentier P. A. (2018). High-Surface-Area Mesoporous Activated Carbon from Hemp Bast Fiber Using Hydrothermal Processing. *Carbon Research* [en ligne], 4 (3), 38. (page consultée le 10/05/2025). <https://doi.org/10.3390/c4030038>

Houma F. (2009). Modelisation et cartographie de la pollution marine et de la bathymetrie a partie d'imagerie satellitaire. These de doctorat : science de l'univers et environnement, Universite de Val de Marne.

Huang X., Zhang R., Cui M. J. et Lai H. (2022). Investigation expérimentale sur la biorestauration de solution contaminée aux métaux lourds par *Sporosarcina pasteurii* dans certaines conditions complexes. *Journal water*, 14 (595), p : 1-19.

Ioannidou O. et Zabaniotou A. (2007). Agricultural residues as precursors for activated carbon production-A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 11 (9), p : 1966-2005.

ISO 11265 : 1994 : International Organization for Standardization. (1994) - *qualité de sol-Détermination du la conductivité électrique spécifique*.

ISO 11261 : 1995 : International Organization for Standardization. (1995). *Soil quality-Determination of total nitrogen-Modified Kjeldahl method*.

ISO 3696 : 1995 : International Organization for Standardization. (1995). *Water for analytical laboratory use - Specification and test methods*.

Jaber M. et Walter P. (2020). Les pigments et les colorants : on en parle ?. *L'Actualité Chimique*, 13-17. *Société Chimique de France* [en ligne]. p : 444-445. <https://new.societechimiquedefrance.fr/numero/les-pigments-et-les-colorants-on-en-parle-p13-n444-445/>

Journal Officiel de La République Algérienne N° 26, Décret exécutif n° 06-141 définissant les valeurs limites des rejets d'effluents liquides industriels, du 20 Rabie El Aouel 1427 correspondant au 19 Avril 2006, p : 09.

Journal Officiel de La République Algérienne N° 74, Décret exécutif n° 64-272 portant la création de la toute première Société Nationale de Confection SONAC, du 11 septembre 1964, p : 1006.

Journal Officiel de La République Algérienne N° 96, ordonnance n° 72-47 portant a la dissolution de la Société Nationale de Confection SONAC, et transfert de son patrimoine a la Société Nationale des Industries Textiles SONITEX., du 03 décembre 1972, p : 1248.

Kant, R. (2012). Textile dyeing industry : An environmental hazard. *Natural Science*, 4 (1), p : 22-26.

Kasiri M. B. (2011). Traitement des eaux usées colorées : procédé photo-fenton hétérogène. *Barlin : Schaltungstientst*, 7, 8, 9, 13 p.

Katheresan V., Kansedo J. et Lau, S. Y. (2018). Efficiency of various recent wastewater dye removal methods : A review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 6 (4), p : 4676-4697.

Khelassi-Sefaoui A., Khechekhouche A., Zaoui-Djelloul Daouadji M. et Idrici H. (2021). Physico-chemical Investigation of Wastewater from the Sebdou-Tlemcen Textile Complex, North-West Algeria. *Indonesian Journal of Science & Technology*, 6 (2), p : 361-370.

- Kumar S., Singh B. et Gupta, N. (2019). Physicochemical properties of green waste and its suitability for biochar production. *Journal of Environmental Chemical Engineering* [en ligne], 7 (4), 103225. (page consultée le 10/06/2025). <https://doi.org/10.1016/j.jece.2019.103225>
- Kumar S., Singh B. et Patel S. (2023). Thermal evolution of biochar and activated carbon structure via Raman and FTIR spectroscopy. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis* [en ligne], 169, 105856, (page consultée le 19/06/2025). <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2023.105856>
- Kumbha Ram M. (2024). The impact of air pollution on living thing and environment : A review of the current evidence. *World Journal of Advanced Research and Reviews*, 24 (03), p : 3207-3217.
- L'algerienne des textiles (2011) [en ligne], (page consultée le 19/03/2025). <http://texalg.dz.weebly.com/presentation.html>
- Lenntech A., (2004). Adsorption of polyacrylate and carboxy methyl, cellulose on kaolinite : salt effects and competitive adsorption, *Colloids and Surfaces*, 1 (50), p : 47-73.
- Li L., Anan L., Xueqin J., Shanying H. et Chunping Y. (2020). Surfactant-facilitated alginate-biochar beads embedded with PAH-degrading bactérie and their application in wastewater treatment. *Environemental Science and Pollution Research*, 28(4), p : 4807-4814.
- Liu Q., Zheng M., Wang C., Jiang G. et Zhao Z. (2010). Preparation and characterization of activated carbon from bamboo by microwave-induced phosphoric acid activation. *Industrial Crops and Products*, 31 (2), p : 233-238.
- Manyele S. V., Peay M. et Halfani M. R. (2008). Treatment of beverage-processing wastewater in a three-phase fluidised bed biological reactor. *International Journal of Food Science and Technology*, 43 (6), p : 1058-1065.
- Marsel K., Hamdani, H., Anna, Z. et Herawati, H. (2021). The Relation of Nitrate and Phosphate to Phytoplankton Abundance in the Upstream Citarum River, West Java, Indonesia. *Asian Journal of Fisheries and Aquatic Research*, 11 (5), p : 21-31.
- Marsh H. et Rodríguez-Reinoso F. (2006). Activated carbon (1re éd.), Elsevier. 554 p.
- McGill W. B., et Williams J. E. (1994). The fate of nitrogen in pyrolyzed organic matter. *Canadian Journal of Soil Science*, 74(1), p : 55-60.
- Metcalf et Eddy, Inc. (2003). Wastewater Engineering : Treatment and Reuse (4^e éd.). Boston : McGraw-Hill, 2003. 1819 p.
- Miyah Y., Ssouni S., Benjelloun M., Mejbar F., El-Habacha M., Iaich S., Arjdal E., Lahrichi A., Zerrouq F. (2023). DFT theoretical analysis and experimental approach combination to understand the toxic dye's adsorption mechanism on the corncob-activated carbon surface. *Journal of Molecular Structure* [en ligne], 1288 (2023) 135742, (page consultée le 17/06/2025). <https://doi.org/10.1016/j.molstruc.2023.135742>

- M. Kadioğlu, S. Yildiz et A. H. Aydin, Activated carbon adsorption performance in textile wastewater treatment : Comparative analysis of TOC and COD removal, *Journal Environ. Chem. Eng.*, 13 (2), p : 1483-1487
- Mohan D. et Pittman, C.U. Jr. (2006). Activated carbons and low-cost adsorbents for remediation of tri- and hexavalent chromium from water. *Journal of Hazardous Materials*, 137 (2), p : 762-811.
- Mohtashami S.-A., Asasian N. et Kaghazchi T. (2018). Optimization of sugarcane bagasse activation to achieve adsorbent with high affinity towards phenol. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 132, p : 132-141.
- Molczan M. et Wolska, M. (2017). *Absorbance-based water quality indicators as parameters for water treatment. E3S Web of Conferences* [en ligne], 17, 00091, (page consultée le 27/05/2025). <https://doi.org/10.1051/e3sconf/20171700091>
- Moreno-Castilla C. (2004). Adsorption of organic molecules from aqueous solutions on carbon materials. *Carbon*, 42, p : 83-94.
- Mujtaba G., Hayat R., Hussain Q. et Ahmed M. (2021). Physio-chemical characterization of biochar, compost and co-composted biochar derived from green waste. *Sustainability* [en ligne], 13 (9), 4628, (page consultée le 19/05/2025). <https://doi.org/10.3390/su13094628>
- Naidja L. (2010). Elimination du colorants orange en solution aqueuse, par voie photocchimique et par adsorption, Constantine : Université de Mentouri.
- Namane A., Belguesmia Y., et Hellal A. (2013). Bio-régénération du charbon actif par des souches bactériennes isolées à partir d'un effluent industriel. *Revue des Énergies Renouvelables*, 16 (1), p : 171-180.
- Ncibi M. C., Mahjoub B. Seffen M. (2009). Preparation and characterization of activated carbon from *Posidonia oceanica* for the removal of dyes from aqueous solutions. *Journal of Hazardous Materials*, 165 (1-3), p : 240-249. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.09.110>
- Oberoi A., Philip L. et Bhallamudi S. M. (2015). Biodegradation of various heterocyclic aromatic compounds by enriched bacterial cultures. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, 176 (6), p : 1722-1735
- Parlement européen (2020). Production et déchets textiles : les impacts sur l'environnement (infographies) [en ligne]. (page consultée le 26/05/2025). <https://www.europarl.europa.eu/topics/fr/article/20201208STO93327/production-et-dechets-textiles-les-impacts-sur-l-environnement>
- Parra-Orobio B. A., Paz-Ferreiro J. et Méndez A. (2023). Cocomposting of food and green waste with biochar : Effects on physicochemical parameters and greenhouse gas emissions. *Journal of Environmental Management* [en ligne], 330, 117118, p : 12-25
- Pribyl D. (2010). Critical review : The uptake of carbon in soil is proportional to organic matter and thus soil fertility. *European Journal of Soil Science*, 61 (5), p : 827-839.

- Rameshkumar S., Rajendran, A. et Venkatesan R. (2013). Biodegradation of textile dye effluent using *Bacillus* sp. isolated from textile effluent contaminated soil. *Journal of Environmental Biology*, 34 (3), p : 493-498.
- Rashed M. N. (2013). Adsorption Technique for the Removal of Organic Pollutants from Water and Wastewater. in : M. N. Rashed (Éd.), *Organic Pollutants: Monitoring, Risk and Treatment* Rijeka, Croatie : Intech Open, p : 92-109.
- Reyes-Torres M., Oviedo-Ocaña E. R., Domínguez I. C., Komilis D. et Sánchez A. (2018). A systematic review on the composting of green waste : Feedstock quality and optimization strategies. *Waste Management*, 77, p : 486-499.
- Rezig K. (2023). Textile et cuir : recul sensible des importations de l'Algérie en 2022 [en ligne], *Le ministre du Commerce. Algérie presse service*, (page consultée le 31/03/2025). <https://www.aps.dz/economie/151062-textile-et-cuir-recul-sensible-des-importations-de-l-algerie-en-2022>
- Rivera-Utrilla J., Sánchez-Polo M., Gómez-Serrano V., Álvarez P. M., Ferraz M. C. M. A. et Dias J. M. (2011). Activated-carbon modifications to enhance its water-treatment applications : An overview. *Journal of Hazardous Materials*, 187 (1), p : 1-23.
- Rodier J., Legube B. et Merlet N. (2005). *L'analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer* (8^{ème} ed.). Dunod, Paris.
- Rodríguez-Reinoso, F. (1997). In : *Activated Carbon Surface Chemistry and Adsorption from Solution*, M.J. Bansal (Ed.).
- Rodríguez-Reinoso F. & Molina-Sabio M. (1998). Several methods for the characterization of the porous texture (adsorption of vapors and gases, immersion calorimetry) and chemical nature of activated carbons. In *Chemistry and Physics of Carbon*, 21, Marcel Dekker, p : 2-146.
- Roy Choudhury A.K. (2011). Dyeing of synthetic fibres. in : Clark M., *Handbook of Textile and Industrial Dyeing : Principles, Processes and Types of Dyes*. Woodhead Publishing Series in Textiles. Vol. 2, Elsevier Masson. France, p : 40-120.
- Sancey B., (2011). *Développement de la bio-adsorption pour décontaminer des effluents de rejets industriels : Abattement chimique et gain environnemental*. Thèse de doctorat : Université de Franche-Comté, UFR des Sciences & Techniques, École Doctorale Homme - Environnement-Santé, 322 p.
- Sánchez-Monedero M. A., Cayuela M. L. et Roig A. (2018). Biochar for sustainable agriculture. *Journal of Environmental Management* [en ligne], 206, p : 624-637.
- Santiago D. E., Murcia Mesa J. J., Pulido-Melián E., et Vaiano V. (2023). Editorial : Wastewater treatment : removal of recalcitrant compounds. *Frontiers in Environmental Science* [en ligne], 11, 1288480, (page consultée le 16/06/2025). <https://doi.org/10.3389/fenvs.2023.1288480>

Sarkar S., Kumar S., Singh K., & Mehra D. (2024). Documentation of recent advancements in finishing methods and chemicals in the textile industry. *Journal of University of Shanghai for Science and Technology*, 26 (6), p : 188-202.

Sauer T., Cesconeto Neto G., José H.J. et Moreira R.F.P.M. (2002). Kinetics of photocatalytic degradation of reactive dyes in a TiO₂ slurry reactor. *Journal of Photochemistry and Photobiology A : Chemistry*, 149, p : 147-154.

Sekaran G., Karthikeyan, S. et Nagalakshmi C. (2013). Immobilization of *Bacillus* sp. in mesoporous activated carbon for degradation of sulphonated phenolic compound in wastewater. *Environmental Science and Pollution Research*, 20 (1), p : 281-291.

Sharma J., Sharma S. et Soni V. (2021). Classification and impact of synthetic textile dyes on Aquatic Flora : A review. *Regional Studies in Marine Science*. 45 (1), p : 1-17.

Smith, E. et Dent, G. (2005). *Modern Raman Spectroscopy : A Practical Approach*. Éditeur : John Wiley et Sons Ltd. Chichester, Royaume-Uni, 1, p : 26-48.

Smith R. et McDougal K. (2017). Pollution and its costs. *Costs of pollution in Canada* [en ligne]. JOSTOR. (page consultée le 06/02/2025).

Sultana M., Rownok M. H., Sabrin M., Rahaman M. H., et Alam S. M. N. (2022). A review on experimental chemically modified activated carbon to enhance dye and heavy metals adsorption. *Cleaner Engineering and Technology*, 6, 100382, (page consultée le 06/06/2025). <https://doi.org/10.1016/j.clet.2021.100382>

Sunkar S. Prakash P., Dhandapani B., Baigenzhenov O., Kumar J. A., Nachiyaar V., Zolfaghari S., Sara S., Tejaswini T. et Hosseini-Bandegharai A. (2023). Adsorptive removal of acid blue dye 113 using three agricultural waste biomasses : The possibility of valorization by activation and carbonization - A comparative analysis. *Environmental Research* [enligne], 233, 116486, (page consultée le 21/06/2025). <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.116486>

Sun J., Zhao Y. et Wang C. (2019). Microbial community dynamics and pollutant removal in biochar-packed biofilm reactors treating high-strength wastewater. *Environmental Research* [enligne], 178, 108702, (page consultée le 19/05/2025). <https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.108702>

Sun P., Wei J., Gao Y., Zhu Z. et Huang, X. (2023). Biochar/Clay Composite Particle Immobilized Compound Bacteria : Preparation, Collaborative Degradation Performance and Environmental Tolerance, *Water* [en ligne], 15 (16), 2959, (page consultée le 09/06/2025). <https://doi.org/10.3390/w15162959>

Syafiuddin A., Salmiati S., Hadibarata T., et Suhartono S. (2019). Removal of Silver Nanoparticles from Water Environment : Experimental, Mathematical Formulation, and Cost Analysis. *Water, Air, and Soil Pollution*, 230 (5), p : 253.

Takeuchi M. et Hatan K. (1998) Proposal of six new species in the genus *Microbacterium* and transfer of *Flavobacterium marinotypicum* ZoBell and Upham to the genus *Microbacterium* as *Microbacterium maritypicum* comb. nov. *International Journal of Systematic Bacteriology*, 48 (3), p : 973-982.

Tang, C., Shu, Y., Zhang, R., Li, X., Song, J., Li, B., Zhang, Y. et Ou, D. (2020). Comparison of the removal and adsorption mechanisms of cadmium and lead from aqueous solution by activated carbons prepared from *Typha angustifolia* and *Salix matsudana*. *Journal of Colloid and Interface Science*, p : 1-13.

Tincu C. E., Hamcerencu M., Secula M. S., Stan C. S., Albu C., Popa M. et Volf I. (2024). A Natural Carbon Encapsulated in Gellan-Based Hydrogel Particles Designed for Environmental Challenges. *Gels* [en ligne], 10 (11), 713, (page consultée le 15/06/2025). <https://doi.org/10.3390/gels10110713>

Towns A. (2025). Chemical constitutions in the Colour Index™ : A century of colorant classification Coloration Technology. *Coloration Technology journal*, p : 1-46.

Trabelsi H. (2014) Etude de la dégradabilité et de la toxicité des colorants par ozonation et photocatalyse. Thèse de doctorat : Chimie. la Faculté des Sciences de Monastir, Monstir, Tunisie. 142 p.

United Nations Environment Programme (UNEP). (2019). *Transboundary movements of hazardous wastes and their disposal : Challenges in Africa*. Nairobi : UNEP. <https://www.unep.org/resources/report/transboundary-movements-hazardous-wastes>

United Nations Environment Programme (UNEP), 2023. Sustainability and circularity in the textile value chain : Global stocktaking. Nairobi : UNEP.

Veyret Y. (2007). Dictionnaire de l'environnement. Paris, (2^e éd) : Armand Colin. 277 p. <http://about.jstor.org/terms>

Vithalani P. et Bhatt N. (2023). A review on toxicological study and degradation approach of xanthene dyes. *Gis science journal*, 10 (4), p : 1-18.

Von M. et Howard L. N. (2004). Color, Dyes, Dyeing, and Printing. in : Von Moody et L. N. Howard, Tufted Carpet : Textile Fibers, Dyes, Finishes, and Processes, Elsevier Masson. France, p : 155-175.

Wang S., Nam, H., Gebreegziabher, T. B., et Nam, H. N. (2020). Adsorption of acetic acid and hydrogen sulfide using NaOH-impregnated activated carbon for indoor air purification. *Engineering Reports*, 8 (4), p : 1-12.

Wang Z., Ishii S. et Novak P. J. (2021). Encapsulation technology to improve biological resource recovery : recent advancements and research opportunities. *Environmental Science : Water Research & Technology*, 7, p : 1402-1416.

Ward J. H., Šašek V., Glaser J. A., et Baveye P. (2003). Hybrid treatment processes for the removal of pollutants : a review. *Environmental Engineering Science*, 20 (4), p : 331-343.

Wasilewska M., Deryło-Marczewska A. et Marczewski A. W. (2024). Comprehensive studies of adsorption equilibrium and kinetics for selected aromatic organic compounds on activated carbon. *Molecules* [en ligne], 29 (9), 2038, (page consulté le 18/06/2025). <https://doi.org/10.3390/molecules29092038>

Wunderlich, B. (2005). Thermal Analysis of Polymeric Materials. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, 1ère édition. p : 894.

Xie Y., Zhang J. et Wang M. (2010). Degradation of persistent organic pollutants in the environment : Challenges and solutions. *Environmental Science and Technology*, 44 (4), p : 1247-1256.

Xu B., Zeng Y., Peng J., Yang J., Huang Q., Zhao Y. et Li Z. (2024). Identifying the impact of global human activities expansion on natural habitats. *Journal of Cleaner Production* [en ligne], 434, 140247, (page consulté le 19/06/2025). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.140247>

Yang X., Wang H., Strong P. J., Xu S., Liu S., Lu K., Sheng K., Guo J., Che L., He L., Ok Y. S., Yuan G., Shen Y. et Chen X. (2017). Thermal Properties of Biochars Derived from Waste Biomass Generated by Agricultural and Forestry Sectors. *Energies* [enligne], 10 (4), 469, (page consulté le 19/06/2025). DOI : [10.3390/en10040469](https://doi.org/10.3390/en10040469)

Yoon H. J. , Lee K. C., Weiss N., Kho H. P., Kang K. H. et Park Y. H. (2001). *Sporosarcina aquimarina* sp. nov., a bacterium isolated from seawater in Korea, and transfer of *Bacillus globisporus* (Larkin and Stokes 1967), *Bacillus psychrophilus* (Nakamura 1984) and *Bacillus pasteurii* (Chester 1898) to the genus *Sporosarcina* as *Sporosarcina globispora* comb. nov., *Sporosarcina psychrophila* comb. nov. and *Sporosarcina pasteurii* comb. nov., and emended description of the genus *Sporosarcina*. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 51, p : 1079-1086.

Zahid M., Ahmed H., Drioli E., Rehan Z. A., Rachid A. , Akram S. et Khalid T. (2021). Chapter 5 - Role of polymeric nanocomposite membranes for the removal of textile dyes from wastewater. in : Kamel A. Abd-Elsalam et M. Zahid, *Aquananotechnology : Applications of Nanomaterials for Water Purification Micro and Nano Technologies*, Vol. 1, Elsevier Masson. France, p : 91-103.

Zaki J. et Neghbil A. (2020). Méthodes de traitement des eaux polluées par les colorants. Mémoire de Master Académique : écologie des milieux naturels. Université Mohamed Boudiaf - M'sila.

Zhang, W., Wang X., Li, Z. et Chen J. (2015). Adsorption of organic micropollutants from water with carbon-based adsorbents : A review. *Chemical Engineering Journal*, 280, p : 275-290.

Zhang L., Wang X., Li, Z. et Chen J. (2021). Optimization immobilizing activated carbon and bacteria by sodium alginate and its character of adsorption of Pb²⁺. *Journal of Environmental Sciences*, 101, p : 1-9.

Zhao L., Cao X., Wang X. et Cheng H. (2019). Effects of biomass carbon content on the physicochemical properties and adsorption performance of biochar : A review. *Journal of Environmental Management*, 237, p : 155-166.

Zhu X., Tian S., Jiang Y., Wang L., Wang Y. et Jia Y. (2010). Sorption kinetics of organic pollutants onto activated carbon. *Journal of Hazardous Materials*, 181 (1), p : 586-592.

Annexe 1 : Etuve de laboratoire (memmert).



Figure 1 : étuve de laboratoire (memmert). (Photo personnelle)

Annexe 2 : Le dessiccateur.

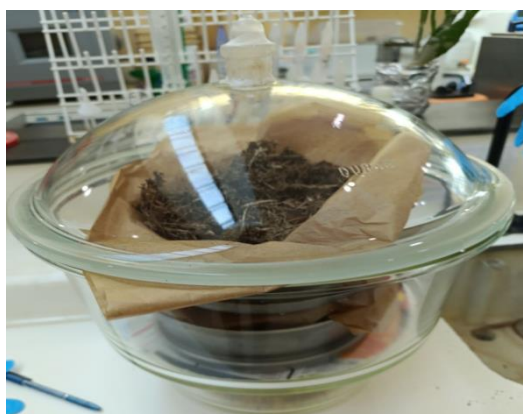


Figure 2 : Le dessiccateur. (Photo personnelle)

Annexe 3 : Un broyeur Waring commercial.



Figure 3 : Un broyeur (Waring commercial). (Photo personnelle)

Annexe 4 : Broyeur ultra-centrifuge Retsch ZM 200.



Figure 4 : Broyeur ultra-centrifuge Retsch ZM 200. (Photo personnelle)

Annexe 5 : pH mètre.



Figure 5 : pH mètre de type Seven Excellence. (Photo personnelle)

Annexe 6 : Multi-paramètres.



Figure 6 : Multi-paramètres de type Consort (C6030). (Photo personnelle)

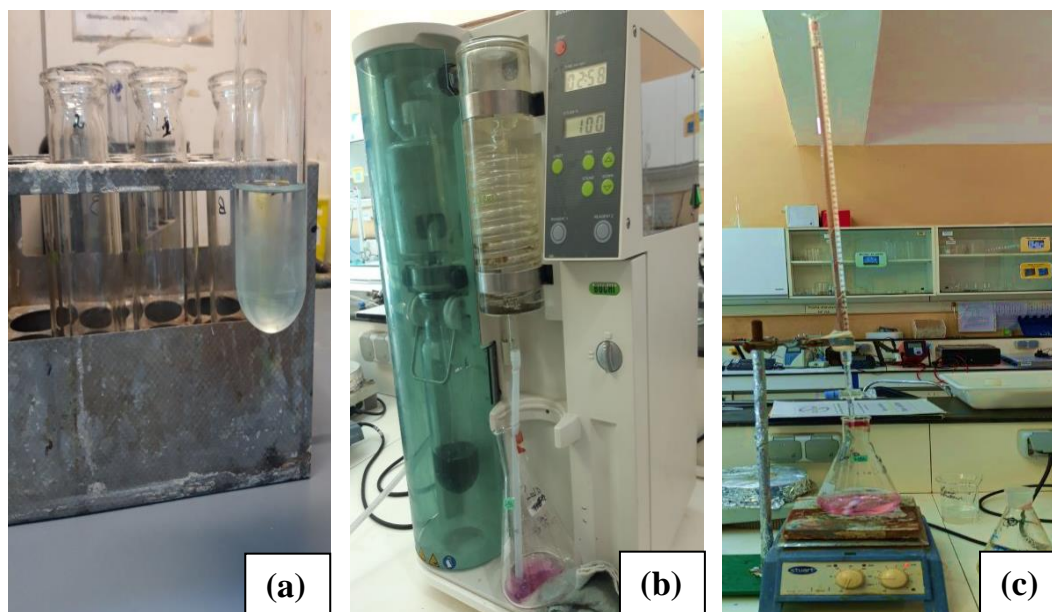
Annexe 7 : Appareillage de dosage de l'azote total.

Figure 7 : (a) Minéralisation, (b) Distillation, (c) Titration de l'Azote totale. (Photo personnelle)

Annexe 8 : Four à moufle (Nabertherm).

Figure 8 : Four à moufle (Nabertherm). (Photo personnelle)

Annexe 9 : Système Raman à excitation 532 nm, avec ces accessoires.



Figure 9 : Système Raman à excitation 532 nm, avec ces accessoires. (Photo personnelle)

Annexe 10 : spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier en mode ATR (ATR-FTIR).



Figure 10 : spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier en mode ATR (ATR-FTIR). (Photo personnelle)

Annexe 11 : Pompe péristaltique (Ecoline ISMATEC ISM1077A (8 canaux)).

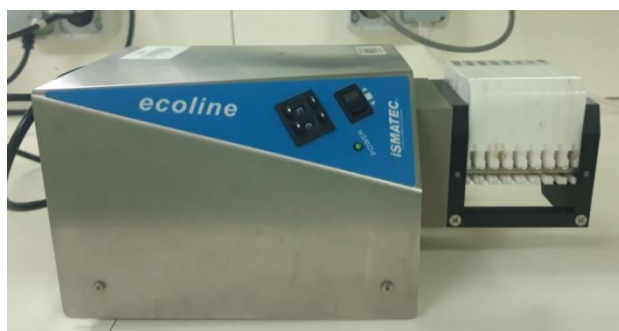


Figure 11 : Pompe péristaltique (Ecoline ISMATEC ISM1077A (8 canaux)). (Photo personnelle)

Annexe 12 : centrifugeuse (Thermo Scientific).**Figure 12 : Centrifugeuse (Thermo Scientific). (Photo personnelle)****Annexe 13 : Vortex (IKA® VORTEX GENIUS 3).****Figure 13 : Vortex (IKA® VORTEX GENIUS 3). (Photo personnelle)****Annexe 14 : Spectrophotomètre (Thermo scientifique, HELIOS EPSILON).****Figure 14 : Spectrophotomètre (Thermo scientifique, HELIOS EPSILON). (Photo personnelle)**

Annexe 15 : Loi de Beer Lambert.

$$A = \epsilon \cdot L \cdot C$$

Où :

- A : Absorbance,
- ϵ : Coefficient d'extinction molaire en $L \cdot mol^{-1} \cdot cm^{-1}$;
- L : épaisseur de la cellule optique en cm ;
- C : la concentration en mol/L.

Annexe 16 : Spectrophotomètre à balayage

Figure 15 : Spectrophotomètre à balayage (Agilent technologies. Cary 60 UV-Vis). (Photo personnelle)

Année universitaire : 2024-2025	Présenté par : DAHLOUM Khadidja DJEHDIR Meriem
Etude de l'application d'un procédé hybride pour le traitement des eaux usées rejetées par l'industrie de textile de la wilaya de Batna	
Mémoire pour l'obtention du diplôme de Master en Microbiologie appliquée	
<p>Résumé</p> <p>L'objectif de la présente étude est d'évaluer l'efficacité de divers procédés de traitement pour la dépollution des effluents textiles fortement chargés en colorants et matières organique, en mettant l'accent sur des approches écologiques et durables. Pour ce faire, l'étude propose la valorisation des déchets pour la préparation d'un bioadsorbant (charbon actif), le traitement de l'effluent par des méthodes physiques, biologiques et hybrides, et l'évaluation comparative de ces procédés. Le traitement biologique repose sur des bactéries indigènes isolées à partir des effluents textiles de la wilaya de Batna, capables de dégrader certains colorants et matières organiques. L'adsorption est effectuée à l'aide de charbon actif encapsulé dans une matrice polymérique, permettant la rétention des polluants. Un procédé hybride, combinant adsorption et bioremédiation via encapsulation simultanée du charbon actif et des bactéries, a également été évalué. L'étude montre que ce traitement hybride permet une synergie entre l'adsorption rapide et la dégradation biologique progressive, offrant ainsi une alternative efficace et éco-compatible pour le traitement des eaux usées issues de l'industrie textile. Ces résultats contribuent à proposer des solutions viables pour la réduction de la pollution industrielle et la préservation des écosystèmes aquatiques.</p>	
Mots-clefs : Pollution, Effluent, Adsorption, Charbon actif, Bactérie, Encapsulation, Bioremédiation	
Laboratoires de recherche : Centre de recherche en biotechnologie.	
<p>Président : ABEDELAZIZ Ouided (MCB-U Constantine 1 Frères Mentouri). Encadrant : BELAHMADI Mohamed Seddik Oussama (MRB-C.R.Bt, Constantine). Co-encadrant : MEGHNOUS Ouissem (MCB-U Constantine 1 Frères Mentouri). Examinatrice : MEROUANE Fateh (MCA-ENSB Toufik kheznadar).</p>	