

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE

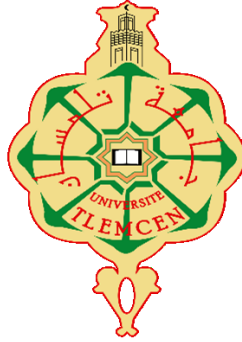
وزارة التعليم العالي والبحث العلمي

Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

جامعة أبي بكر بلقايد – تلمسان

Université Aboubakr Belkaïd – Tlemcen –

Faculté de TECHNOLOGIE



THESE

Présentée pour l'obtention du **grade de DOCTORAT 3^{ème} Cycle**

En : Hydraulique

Spécialité : Sciences et Technologies Hydrauliques

Par : RAHMOUN Hadj Boumedien

Sujet

**TRAITEMENT DES EAUX USEES DE L'INDUSTRIE TEXTILE PAR
COMBINAISON DE PROCEDES DE COAGULATION-FLOCCULATION-
DECANTATION ET ADSORPTION**

Soutenue publiquement, le 20 / 11 /2025, devant le jury composé de :

Pr HABI Mohammed	Professeur	Univ. Tlemcen	Président
Dr BOUMEDIENE Maamar	MCA	Univ. Tlemcen	Directeur de thèse
Pr GHENIM Nekkache Abderrahmane	Professeur	Univ. Tlemcen	Co-Directeur de thèse
Dr GHERISSI Radia	MCA	Centre Univ. Maghnia	Examinatrice
Pr CHIBOUB FELLAH Abdelghani	Professeur	Univ. Tlemcen	Examinateur
Pr EDUARDO FERREIRA Da Silva	Professeur	Univ. Aveiro Portugal	Invité

Année universitaire 2025-2026

Dédicace

Je dédie cette thèse à :

“Ma mère, Djamila, dont l'amour et le soutien indéfectibles ont été les piliers de ma réussite. Maman, chaque sacrifice que tu as consenti m'a permis d'atteindre ce jour. Ce travail est l'expression de ma gratitude et de mon amour éternel pour toi”

“Mon père, Mohammed Nasr Eddine, dont la force et les sacrifices m'ont toujours inspiré. Papa, cette thèse est aussi la tienne, le fruit de ton amour et de ton dévouement”

“À ma sœur unique, Asmaa, une alliée précieuse tout au long de mon parcours. À mes frères, Chiheb Eddine et Sid Ahmed Yacine, modèles de persévérance, de générosité et de soutien indéfectible tout au long de mon parcours”

“Mon beau-frère Omar et ma petite nièce Ihssene, dont la tendresse illumine nos vies. Ma douce Ihssanou, même à trois ans, tu es un rayon de lumière qui apaise tous les cœurs”

“À la mémoire de mes proches disparus, dont l'amour et les prières continuent de m'accompagner”

“Cette thèse est le reflet de votre amour et de votre présence dans mon cœur, aujourd'hui et pour toujours”

Hadj Boumedien

Remerciements

Il m'est particulièrement émouvant de saisir cette occasion pour exprimer ma profonde gratitude envers toutes les personnes et institutions qui, de près ou de loin, ont contribué à la réalisation de cette thèse. Ce travail n'aurait pu voir le jour sans leur soutien, leur expertise et leur générosité.

Je souhaite tout d'abord remercier chaleureusement le Laboratoire Eau, Sol et Aménagement dans leurs Environnements (EOLE), auquel je suis affilié, pour les moyens et le soutien mis à ma disposition tout au long de mes recherches. Votre confiance et vos ressources ont été essentielles à la concrétisation de ce projet.

Ma reconnaissance la plus sincère va à Monsieur Boumediene Maamar, mon directeur de thèse, et à Monsieur Abderrahmane Nekkache Ghenim, mon codirecteur de thèse, pour leur guidance précieuse, leurs conseils éclairés et leur accompagnement constant. Leur disponibilité et leur expertise ont été des piliers fondamentaux dans l'aboutissement de ce travail.

Je tiens à exprimer ma profonde gratitude à Mes membres de jury pour l'honneur qu'ils m'ont fait en acceptant l'examen et l'expertise de mon travail.

Je tiens également à exprimer ma gratitude envers le Laboratoire Promotion des Ressources Hydriques, Minières et Pédologiques, Législation de l'Environnement et Choix Technologique, où j'ai réalisé mes travaux expérimentaux. Un merci tout particulier à Monsieur Sid Ahmed Hammouda, dont l'aide précieuse et le soutien ont été inestimables.

Ma reconnaissance s'étend également au Laboratoire LASNABIO de l'Université de Tlemcen, qui m'a accueilli avec bienveillance et a mis à ma disposition ses infrastructures. Je remercie tout spécialement Monsieur Benmansour Boumediene pour son aide dans la réalisation des analyses spectroscopiques et FTIR, qui ont enrichi mes recherches.

Je suis profondément reconnaissant envers Monsieur Eduardo Ferreira da Silva et toute l'équipe du Laboratoire de Minéralogie Appliquée et de Géochimie Appliquée de l'Université d'Aveiro, au Portugal. Leur accueil chaleureux, leur soutien indéfectible et l'accès aux équipements de pointe ont rendu possible mon stage Erasmus. Ces expériences ont été d'une richesse inestimable, tant sur le plan scientifique qu'humain, et ont grandement contribué à l'approfondissement de mes analyses physicochimiques.

Je remercie également toute l'équipe du Laboratoire CICECO, Département de Génie des Matériaux et Céramiques de l'Université d'Aveiro, en particulier le Professeur João Labrincha, pour leur collaboration précieuse et leur soutien tout au long de ce parcours.

Je tiens à exprimer ma gratitude à Madame Bouhadjar Souad et monsieur Rahmoun Chiheb Eddine pour leur aide précieuse dans la réalisation de ce travail. Leur contribution a été d'une grande importance.

Mes remerciements les plus chaleureux vont également au personnel de la station de SOITINE de Nedroma, en particulier à Monsieur Benaziza Mohamed, pour leur accueil, leur générosité et leur guidance tout au long de mes travaux sur le terrain. Votre soutien a été déterminant dans la collecte des données nécessaires à cette recherche.

À toutes les personnes et les institutions qui ont rendu cette aventure scientifique et humaine possible, je témoigne de toute ma reconnaissance et de ma gratitude infinie. Ce travail est le fruit de nos efforts communs, et je n'oublierai jamais l'impact que vous avez eu sur ce parcours.

Résumé

Cette étude a porté sur le développement d'une technique de traitement des effluents textiles en combinant le procédé de coagulation-floculation avec celui de l'adsorption, dans le but d'optimiser l'élimination des colorants synthétiques et de réduire l'impact environnemental des rejets industriels. Une caractérisation physico-chimique des effluents de l'usine SOITINE a été réalisée afin d'établir une référence pour la préparation de la solution synthétique utilisée dans cette étude. Cette analyse a révélé une pollution organique et minérale significative, nécessitant une approche de traitement appropriée. L'optimisation du processus de coagulation-floculation a permis d'évaluer l'efficacité du sulfate d'aluminium et d'un biocoagulant dérivé du cactus. Les résultats ont montré qu'une dose de 300 mg/L de sulfate d'aluminium réduisait la concentration résiduelle du Bemacid Marine N-5R (BM-N5R) à 48,42 mg/L, alors qu'une dose de 400 mg/L permettait d'abaisser celle du Bleu Bemacron RS 01 (BB-RS01) à 70 mg/L, à partir d'une concentration initiale de 500 mg/L. Ces conditions ont permis d'atteindre des taux d'élimination supérieurs à 90 %. L'association du biocoagulant cactus et du sulfate d'aluminium a permis d'obtenir des rendements d'élimination de 86 % pour le BB-RS01 et de 71 % pour le BM-N5R, confirmant ainsi le potentiel du biocoagulant comme alternative écologique aux coagulants chimiques conventionnels. Les performances d'adsorption ont révélé que les peaux d'amande présentaient une capacité d'adsorption supérieure à celle de l'épi de maïs, avec des valeurs maximales de 208,33 mg/g pour le BB-RS01 et de 243,9 mg/g pour le BM-N5R. La caractérisation approfondie des biosorbants par différentes méthodes (MEB, FTIR, ATG/DTA, BET, pHzpc) ont fourni des informations essentielles sur leurs propriétés physico-chimiques, renforçant leur pertinence dans l'élimination des colorants résiduels contenus dans l'eau. L'analyse des isothermes d'adsorption a montré que le modèle de Langmuir était le plus adapté pour décrire ce processus. Les résultats obtenus ont révélé que les matériaux testés peuvent représenter des biosorbants économique et durable pour l'élimination des colorants textiles contenus dans les effluents industriels. Néanmoins, l'intégration des deux procédés a démontré une synergie efficace, optimisant la dépollution des effluents textiles. Cette approche combinée offre une solution durable et économiquement viable pour le traitement des eaux usées industrielles, tout en valorisant des ressources naturelles et en réduisant l'utilisation de produits chimiques conventionnels. Les résultats obtenus ouvrent des perspectives prometteuses pour l'industrialisation de ces procédés et leur application à grande échelle, contribuant ainsi à une gestion plus écologique et durable des effluents textiles.

Mots clés : Coagulation-floculation ; Biosorption ; Poudre du cactus ; Épis de maïs ; Peaux d'amande ; Caractérisation physico-chimique ; Isothermes d'adsorption ; Cinétique d'adsorption.

Abstract

This study focused on developing a method for textile effluents treatment by combining coagulation-flocculation and adsorption processes, aiming to optimize the removal of synthetic dyes and reduce the environmental impact of industrial discharges. A physicochemical characterization of effluents from the SOITINE plant was conducted to establish a reference for preparing the synthetic solution used in this study. This analysis revealed significant organic and mineral pollution, necessitating an appropriate treatment approach. The optimization of the coagulation-flocculation process evaluated the effectiveness of aluminium sulfate and a cactus-derived biocoagulant. The results showed that a dose of 300 mg/L of aluminium sulfate reduced the residual concentration of Bemacid Marine N-5R (BM-N5R) to 48.42 mg/L, while a dose of 400 mg/L lowered that of Bemacron Blue RS 01 (BB-RS01) to 70 mg/L, from an initial concentration of 500 mg/L. These optimal conditions achieved removal rates exceeding 90%. The combination of the biocoagulant and aluminium sulfate resulted in removal efficiencies of 86% for BB-RS01 and 71% for BM-N5R, confirming the potential of the biocoagulant as an ecological alternative to conventional chemical coagulants. Additionally, adsorption was studied using two biosorbents derived from agricultural waste: corncob and almond peels. Adsorption performance revealed that almond peels exhibited a higher adsorption capacity than corncob, with maximum values of 208.33 mg/g for BB-RS01 and 243.9 mg/g for BM-N5R. The characterization of the biosorbents by different methods (SEM, FTIR, ATG/DTA, BET, pHpzc) provided essential information on their physicochemical properties, reinforcing their relevance in the removal of textile dyes from water. Analysis of adsorption isotherms indicated that the Langmuir model was the most suitable for describing this process. The results obtained revealed that the tested materials can represent economical and sustainable biosorbents for the elimination of textile dyes contained in industrial effluents. Nevertheless, the integration of the two processes demonstrated an effective synergy, optimizing the depollution of textile effluents. This combined approach offers a sustainable and economically viable solution for industrial wastewater treatment, while valorizing natural resources and reducing the use of conventional chemicals. The results obtained open promising perspectives for the industrialization of these processes and their large-scale application, thus contributing to a more ecological and sustainable management of textile effluents.

Keywords : Coagulation-flocculation; Biosorption; Cactus powder; Corncob; Almond peels; Physicochemical characterization; Adsorption isotherms; Adsorption kinetics

ملخص

ركزت هذه الدراسة على تطوير استراتيجية لمعالجة مياه الصرف الصناعي للنسيج من خلال الجمع بين عمليات التآثر-التلبد والامتزاز، بهدف تحسين إزالة الأصباغ الاصطناعية وتقليل التأثير البيئي للتصريفات الصناعية. تم إجراء توصيف فيزيائي-كيميائي لمياه الصرف من مصنع SOITINE لإنشاء مرجع لتحضير المحلول الاصطناعي المستخدم في هذه الدراسة. كشفت هذه التحليلات عن تلوث عضوي ومعدني كبير، مما يستلزم نهج معالجة مناسب. قُيِّمت عملية تحسين التآثر-التلبد فعالية كبريتات الألومنيوم ومختر بيولوجي مشتق من الصبار. أظهرت النتائج أن جرعة 300 ملغ/لتر من كبريتات الألومنيوم خفضت التركيز المتبقي من Bemacid Marine N-5R (BM-N5R) إلى 48.42 ملغ/لتر، بينما خفضت جرعة 400 ملغ/لتر من Bemacron Blue RS 01 (BB-RS01) إلى 70 ملغ/لتر، من تركيز ابتدائي قدره 500 ملغ/لتر. حققت هذه الظروف المثلى معدلات إزالة تتجاوز 90%. أدى الجمع بين المختر البيولوجي وكبريتات الألومنيوم إلى كفاءات إزالة بنسبة 86% لـ BB-RS01 و 71% لـ BM-N5R، مما يؤكد على إمكانيات المختر البيولوجي كبديل بيئي للمخترات الكيميائية التقليدية. بالإضافة إلى ذلك، تمت دراسة عملية الادمصاص باستخدام مواد حيوية مشتقة من النفايات الزراعية: قشور اللوز وكيزان الذرة. قشور اللوز أظهرت قدرة ادمصاص أعلى من كيزان الذرة، مع قيم قصوى تبلغ 208.33 ملغ/غ لـ BB-RS01 و 243.9 ملغ/غ لـ BM-N5R. التوصيف المتعمق للمواد الماصة الحيوية بطرق مختلفة (FTIR، SEM، BET، ATG/DTA، pHzpc) قدم معلومات أساسية عن خواصها الفيزيائية والكيميائية، مما يعزز أهميتها في إزالة الأصباغ المتبقية. أشارت تحليلات متساويات الادمصاص إلى أن نموذج Langmuir كان الأنسب لوصف هذه العملية. أظهر تكامل العمليتين تآزرًا فعالاً، مما يحسن إزالة التلوث من مياه الصرف الصناعي للنسيج. كشفت النتائج التي تم الحصول عليها أن المواد التي تم اختبارها يمكن أن تمثل مواد ماصة حيوية اقتصادية ومستدامة للتخلص من أصباغ النسيج الموجودة في النفايات السائلة الصناعية. إلا أنه يوفر النهج المشترك حلاً مستداماً وقابلًا للتطبيق اقتصاديًا لمعالجة مياه الصرف الصناعي، مع تعزيز استخدام الموارد الطبيعية وتقليل استخدام المواد الكيميائية التقليدية. تفتح النتائج التي تم الحصول عليها آفاقاً واعدة لتصنيع هذه العمليات وتطبيقها على نطاق واسع، مما يساهم في إدارة أكثر بيئية واستدامة لمياه الصرف الصناعي للنسيج.

الكلمات الرئيسية: التآثر-التلبد ; الإمتصاص الحيوي ; مسحوق الصبار ; كوز الذرة ; قشور اللوز ; التوصيف الفيزيائي الكيميائي ; متساويات حرارة الإمتصاص ; حركية الإمتصاص.

Liste des tableaux

Tableau II.1 : Classification standard des colorants

Tableau II.2 : Consommation d'eau pour le processus de teinture

Tableau II.3 : Température de fixation des différentes classes de colorants sur support textile

Tableau II.4 : Les déchets générés à chaque étape du traitement des textiles en coton

Tableau V.1 : Caractérisation physico-chimique des effluents textiles de l'unité industrielle SOITINE de Nedroma

Tableau V.2 : Longueur d'onde maximale ($\lambda_{\max}$) pour BB-RS01 et BM-N5R

Tableau V.3 : Propriétés texturales de l'épi de maïs obtenues par analyse BET

Tableau V.4 : Propriétés texturales des peaux d'amande obtenues par analyse BET

Tableau V.5 : Conditions expérimentales et justification des paramètres opératoires de la CFS

Tableau V.6 : Efficacité de la coagulation-floculation en fonction de la dose optimale de la poudre de cactus (PC) seule et en association avec le sulfate d'aluminium

Tableau V.7 : Conditions opératoires et paramètres expérimentaux du procédé d'adsorption

Tableau V.8 : Conditions optimales pour l'adsorption des colorants BB-RS01 et BM-N5R par l'épi de maïs

Tableau V.9 : Paramètres des isothermes d'adsorption des colorants par les épis de maïs

Tableau V.10 : Paramètres expérimentaux optimaux pour l'adsorption des colorants BB-RS01 et BM-N5R par les peaux d'amandes

Tableau V.11 : Paramètres des isothermes d'adsorption des colorants par les peaux d'amandes

Tableau V.12 : Comparaison des capacités d'adsorption maximales des colorants sur divers adsorbants : une revue de littérature

Tableau V.13 : Paramètres opératoires optimaux et rendements d'élimination obtenus pour les colorants BB-RS01 et BM-N5R lors du procédé de coagulation-floculation

Tableau V.14 : Paramètres opératoires optimaux et performances d'adsorption des colorants BB-RS01 et BM-N5R sur les biosorbants d'origine végétale

Tableau V.15 : Évaluation de l'efficacité du couplage CFS + adsorption pour l'élimination des colorants BB-RS01 et BM-N5R.

Liste des figures

- Figure II.1:** Formule chimique du rouge de méthyle $C_{15}H_{15}N_3O_2$
- Figure II.2.** Squelette anthraquinonique du bleu de réactif
- Figure II.3 :** Exemple de colorants triphénylméthanés le vert de malachite $C_{23}H_{25}ClN_2$
- Figure II.4.** Squelette indigoïde du bleu indigo
- Figure II.5 :** Structure moléculaire d'un colorant phtalocyanine Structure (I), phtalocyanine sans métal
- Figure II.6 :** Structure moléculaire d'un colorant xanthène
- Figure II.7 :** Structure de colorant Nitrosés (jaune martius $C_{10}H_5N_2O_5$)
- Figure II.8 :** Structure du colorant acide rouge 27
- Figure II.9 :** Structure du colorant Reactive Black 5
- Figure II.10 :** Structure chimique du colorant Basic Green 5 (BG5)
- Figure II.11 :** Structure chimique du colorant Rouge Congo $C_{32}H_{22}N_6Na_2O_6S_2$
- Figure II.12 :** Structure chimique du colorant Bleu de cuve 6
- Figure II.13 :** Structure chimique du colorant Bleu dispersé CI 165($C_{20}H_{19}N_7O_3$).
- Figure II.14 :** Structure chimique du colorant Mordant Orange 6
- Figure III.1 :** Particule colloïdale et double couches
- Figure III.2 :** Les différentes formes d'isothermes d'adsorption
- Figure III.2 :** Les différentes formes d'isothermes d'adsorption
- Figure IV.1 :** Schéma général du processus expérimental combinant coagulation-floculation-sédimentation et biosorption dans le traitement des colorants.
- Figure IV.2 :** Organigramme de la méthodologie expérimentale.
- Figure IV.3 :** Représentation schématique du fonctionnement de la spectrophotométrie appliquée à un échantillon
- Figure IV.3 :** Photo du dispositif Jar test utilisé
- Figure IV.5 :** Coagulant et floculants utilisés dans la coagulation-floculation : (a) Sulfate d'aluminium, (b) Superfloc, (c) Cactus
- Figure IV.6 :** Photos des biosorbants étudiés : (a) épi de maïs et (b) peau d'amande
- Figure IV.7 :** Résumé graphique du processus de préparation des biosorbants
- Figure IV.8 :** Photo de l'appareil d'analyse BET Micromeritics Gemini V 2380
- Figure IV.9 :** Photo de l'Appareil ATG/DTA utilisé
- Figure IV.10 :** Photo du Microscope électronique à balayage (MEB) TESCAN VEGA
- Figure IV.11 :** Photo du Spectrophotomètre FTIR Perkin Elmer Spectrum
- Figure IV.12 :** Dispositif expérimental utilisé pour la détermination du point de charge zéro (pHzpc) des matériaux sorbants
- Figure IV.13 :** Dispositif expérimental utilisé pour l'étude d'adsorption
- Figure V.1 :** Courbes absorbance en fonction de la longueur d'onde pour différentes concentrations de colorants : (a) BB-RS01 ; (b) BM-N5R.
- Figure V.2 :** Courbes d'étalonnage : (a) BB-RS01 ; (b) BM-N5R
- Figure V.3 :** Spectres FTIR de l'épi de maïs
- Figure V.4 :** Spectres FTIR des peaux d'amande
- Figure V.5 :** Isotherme d'adsorption BET des épis de maïs : variation de la quantité adsorbée en fonction de la pression relative

Figure V.6 : Isotherme d'adsorption BET des peaux d'amande : Évolution de la quantité adsorbée en fonction de la pression relative

Figure V.7 : Analyse thermogravimétrique (TGA) et différentielle thermique (DTA) de l'épi de maïs

Figure V.8 : Analyse thermogravimétrique (TGA) et différentielle thermique (DTA) des peaux d'amandes

Figure V.9 : Variation du point de charge zéro (pH_{Zpc}) des biosorbants : (a) épi de maïs et (b) peaux d'amande

Figure V.10 : Influence de la dose de coagulant sur le pourcentage d'élimination des colorants à concentration constante

Figure V.11 : Efficacité d'élimination des colorants pour différentes doses du floculant Superfloc 8396 utilisées

Figure V.12 : Influence du pH de solution sur l'élimination des colorants par coagulation-floculation-sédimentation.

Figure V.13 : Analyse FTIR du cactus avant et après contact avec les colorants (a) Spectre FTIR du cactus seul (b) Spectres FTIR du cactus après interaction avec les colorants BB-RS01 et BM-N5R

Figure V.14 : Cinétique d'adsorption des colorants par l'épi de maïs : effet de la concentration initiale de colorant (a) BB-RS01 ; (b) BM-N5R

Figure V.15 : Variation du pH au cours du processus de biosorption des colorants BB-RS01 et BM-N5R par l'épi de maïs

Figure V.16 : Cinétique d'adsorption des colorants par l'épi de maïs : effet du pH de la solution (a) BB-RS01 ; (b) BM-N5R

Figure V.17 : Cinétique d'adsorption des colorants par l'épi de maïs : effet de la température de la solution (a) BB-RS01 ; (b) BM-N5R.

Figure V.18 : Cinétique d'adsorption des colorants par l'épi de maïs : effet de la masse de l'épi de maïs. (a) BB-RS01 ; (b) BM-N5R

Figure V.19 : Histogramme montrant l'effet de la masse du biosorbant sur l'efficacité d'élimination des colorants BB-RS01 et BM-N5R.

Figure V.20 : Cinétique d'adsorption des colorants par l'épi de maïs : effet de la taille des particules des biosorbants (a) BB-RS01 ; (b) BM-N5R

Figure V.21 : Effet de la concentration initiale des colorants sur la capacité d'adsorption des colorants des peaux d'amande (a) BB-RS01 et (b) BM-N5R

Figure V.22 : Cinétique d'adsorption des colorants sur les peaux d'amandes en fonction de la température de la solution (a) BB-RS01 ; (b) BM-N5R

Figure V.23 : Influence du pH de la solution sur la cinétique d'adsorption des colorants par les peaux d'amandes (a) BB-RS01 ; (b) BM-N5R

Figure V.24: Cinétique d'adsorption des colorants par les peaux d'amandes : effet de la masse des peaux d'amandes (a) BB-RS01 ; (b) BM-N5R

Figure V.25 : Histogramme illustrant l'influence de la masse des peaux d'amandes sur l'élimination des colorants BB-RS01 et BM-N5R.

Figure V.26 : Influence de la granulométrie sur la cinétique d'adsorption des colorants par les peaux d'amande (a) BB-RS01 ; (b) BM-N5R

Figure V.27 : Variation du pH au cours du processus de biosorption des colorants BB-RS01 et BM-N5R par les peaux d'amande

Figure V.28 : Isothermes d'adsorption de colorant sur épi de maïs à $25 \pm 2^\circ\text{C}$ (a) BB-RS01 ; (b) BM-N5R

Figure V.29 : Modélisation des données d'équilibre pour BB-RS01 (a) Modèle de Langmuir ; (b) Modèle de Freundlich

Figure V.30 : Modélisation des données d'équilibre pour BM-N5R (a) Modèle de Langmuir ; (b) Modèle de Freundlich

Figure V.31 : Isothermes d'adsorption des colorants BB-RS01 et BM-N5R par les peaux d'amandes à $25 \pm 2^\circ\text{C}$ (a) BB-RS01 ; (b) BM-N5R

Figure V.32 : Modélisation des isothermes d'adsorption pour BB-RS01 (a)Modèle de Langmuir ; (b) Modèle de Freundlich

Figure V.33 : Modélisation des isothermes d'adsorption pour BM-N5R (a) Modèle de Langmuir ; (b) Modèle de Freundlich

Figure V.34 : Images MEB des particules d'épi de maïs (EM) (a) EM avant adsorption ; (b) après adsorption de BB-RS01 ; (c) après adsorption de BM-N5R

Figure V.35 : Spectres FTIR des épis de maïs après adsorption des colorants Bleu Bemacron RS 01 et Bemacid Marine N-5R

Figure V.36 : Images MEB des particules des peaux d'amande (a) matériau brut avant adsorption ; (b) après adsorption de BB-RS01 ; (c) après adsorption de BM-N5R

Figure V.37 : Spectres FTIR des peaux d'amandes après adsorption des colorants Bemacron Blue BB-RS 01 et Bemacid Marine BM-N5R

Figure V.38 : Représentation schématique des interactions impliquées dans l'adsorption des colorants BB-RS01 (a) et BM-N5R (b) sur l'épi de maïs ou les peaux d'amande

Notations et abréviations

A : Absorbance

BM-N5R : Bemacid Marine N-5R

BB-RS01 : Bleu Bemacron RS 01

BET : Brunauer-Emmett-Teller

BRM : Bioréacteur à Membrane

C₀ : Concentration initiale du colorant (mg/L)

C_e : Concentration du colorant à l'équilibre (mg/L)

C_i : Concentration de l'ion i (mol/l),

COT : Carbone Organique Total

CF : Coagulation-Floculation

CFS : Coagulation-Floculation-Sédimentation

CAP : Charbon Actif en Poudre

D : Constante diélectrique du milieu

DCO : Demande Chimique en Oxygène

DBO : Demande Biologique en Oxygène sur 5 jours

EM : Épi de maïs

E_a : Énergie d'activation (kJ/mol)

FTIR : Spectroscopie Infrarouge à Transformée de Fourier

HCl : Acide chlorhydrique

H₂SO₄ : Acide sulfurique

H₂O₂ : Peroxyde d'hydrogène

I : Force ionique

K_F : Constante du modèle de Freundlich

K_L : Constante d'affinité du modèle de Langmuir (L/mg)

k : Constante de vitesse (1/min)

m : Masse de l'adsorbant (g)

MF : Microfiltration

MEB : Microscopie Électronique à Balayage

mV : millivolt

n : Intensité de l'adsorption dans le modèle de Freundlich

NaOH : Hydroxyde de sodium

Na₂CO₃ : Carbonate de sodium

NaHCO₃ : Bicarbonate de sodium

P : Porosité (%)
PA : Peaux d'amande
PC : Poudre du cactus
pH : Potentiel hydrogène
pH_{zpc}: Point de Charge Zéro
Q_e : Quantité de colorant adsorbée à l'équilibre (mg/g)
q_{max} : Capacité maximale d'adsorption selon le modèle de Langmuir (mg/g)
R : Rendement d'élimination (%)
R_L : Facteur de séparation du modèle de Langmuir
RDS : Réacteur Discontinu Séquentiel
rpm : Tours par minute (vitesse d'agitation)
SA : Sulfate d'aluminium
S : Surface spécifique (m²/g)
t : Temps (min)
T : Température (°C)
TiO₂ : Dioxyde de titane
UF : Ultrafiltration
U : mobilité de la particule (m.s⁻¹)
V : Volume de la solution (L)
Z : potentiel zêta (mV)
Z_i : Valence de l'ion i
ΔG : Variation de l'énergie libre de Gibbs (kJ/mol)
ΔH : Variation de l'enthalpie (kJ/mol)
ΔS : Variation de l'entropie (J/mol.K)
ΔG : Variation de l'énergie libre de Gibbs (kJ/mol)
ΔH : Variation de l'enthalpie (kJ/mol)
ΔS : Variation de l'entropie (J/mol.K)
λ : Longueur d'onde (nm)
μ : Viscosité dynamique du liquide (kg.m⁻¹.s⁻¹)

Table des matières

Dédicace	i
Remerciements	ii
Résumé	iv
Liste des tableaux	vii
Liste des figures.....	viii
Notations et abréviations	xi
Introduction générale	7
Chapitre I : Aperçu sur les Eaux Usées et présentation de leurs Méthodes de Traitement	5
I.1. Introduction	6
I.2. Origines des eaux usées	6
I.2.1. Les eaux usées urbaines	6
I.2.2. Les eaux usées industrielles	7
I.2.3. Les eaux usées agricoles	7
I.3. Paramètres de pollution des eaux usées	8
I.3.1. Les paramètres physiques.....	8
I.3.2. Les paramètres chimiques	10
I.3.3. Les paramètres biologiques des eaux usées	11
I.4. Méthodes de traitement des eaux usées.....	12
I.4.1. Définition	12
I.4.2. Méthodes biologiques	12
I.4.3. Méthodes chimiques.....	13
I.4.4. Méthodes physico-chimiques.....	13
I.5. Conclusion.....	14

Chapitre II : Les colorants textiles et leur impact sur l'environnement.....	13
II.1. Introduction.....	16
II.2. Généralités sur le textile	16
II.2.1. Les fibres naturelles	16
II.2.2. Les fibres chimiques	17
II.3. Propriétés et applications des fibres textiles	18
II.3.1. Textiles d'habillement	18
II.3.2. Textiles techniques	18
II.3.3. Applications innovantes.....	18
II.4. Processus de fabrication du textile.....	19
II.4.1. Activité mécanique	19
II.4.2. Finition (ou ennoblissement)	19
II.4.3. Innovations récentes.....	20
II.5. Les colorants textiles	20
II.5.1. Définition d'un colorant.....	20
II.5.2. Origine et nature des colorants	20
II.5.3. Domaines d'utilisation des colorants.....	22
II.5.3. Propriétés des colorants	23
II.5.4. Structure chimique des colorants	23
II.5.5. Classification des colorants	24
II.6. Consommation d'eau dans l'industrie textile.....	32
II.7. Toxicité des colorants et impact sur l'environnement	35
II.7.1. Toxicité sur la santé humaine	36
II.7.2. Toxicité sur le milieu aquatique.....	36

II.7.3. Enjeux et solutions	36
II.8. Nomes et réglementations.....	36
II.8.1. Cadre législatif et réglementaire en Algérie	37
II.8.2. Normes de qualité pour les eaux usées	37
II.8.3. Défis et opportunités	37
II.9. Conclusion	38
Chapitre III : La coagulation-floculation- adsorption et son application dans le traitement des eaux usées des industries textiles	38
III.1. Introduction	40
III.2. La coagulation-floculation.....	40
III.2.1.La coagulation	41
III.2.2.Coagulants existants dans le traitement des eaux usées du textile	43
III.2.3. Choix du coagulant.....	44
III.2.4. La floculation.....	44
III.2.5.La floculation et son application dans le traitement des eaux usées du textile	45
III.2.6. Paramètres influençant la coagulation-floculation	46
III.2.7. Mise en œuvre de la coagulation-floculation	47
III.3.L'adsorption	48
III.3.1.Définition.....	48
III.3.2.Matériaux adsorbants.....	48
III.3.3. Les matériaux biosorbants	49
III.3.4.Critères de sélection des adsorbants	51
III.3.5. Physisorption et chimisorption	52
III.3.6.Aspects du processus de l'adsorption	53
III.3.7. Isothermes d'adsorption	53

III.3.8.Modélisation des isothermes d'adsorption.....	55
III.3.9. Effet de différents facteurs influençant l’adsorption	56
III.4.Techniques avancées par combinaison de méthodes.....	57
III.5. Conclusion.....	58
Chapitre IV : Matériel et méthodes	56
IV.1. Introduction	61
IV.2. Colorants utilisés	62
IV.3. Préparation des solutions des colorants.....	63
IV.3.1. Préparation des solutions mères	63
IV.3.2. Préparation des solutions diluées	63
IV.3.3. Conservation des solutions.....	64
IV.4. Détermination de la longueur d’onde maximale	64
IV.5. Étude expérimentale de la coagulation-floculation	65
IV.5.1. Matériels utilisés	65
IV.5.2. Coagulant et flocculant utilisés	66
IV.5.3. Essais de coagulation-floculation.....	67
IV.6. Etude expérimentale de l’adsorption.....	67
IV.6.1. Matériels utilisés	68
IV.6.2. Préparation des matériaux utilisés.....	68
IV.6.3.Caractérisation des matériaux sorbants	69
IV.6.4.Essais d’adsorption.....	76
Chapitre V : Résultats et discussion	82
V.1. Introduction	83
V.2. Caractérisation physico-chimique des rejets liquides textiles	83

V.2.1. Détermination des longueurs d'onde des colorants	84
V.2.2. Courbes d'Étalonnage.....	85
V.3. Caractérisation des biosorbants	86
V.3.1. Analyse Spectroscopique Infrarouge (FTIR).....	86
V.3.2. Analyse BET (Brunauer-Emmett-Teller)	88
V.3.3. Analyse thermogravimétrique (TGA/DTA)	91
V.3.5. Détermination du point de charge zéro (pH _{zpc}).....	92
V.4. Etude de la coagulation-floculation-sédimentation (CFS) des colorants (effet de paramètres sur le processus de la décoloration)	94
V.4.1. Effet de la dose du coagulant.....	95
V.4.2. Effet de la dose du flocculant	96
V.4.3. Effet du pH de la solution.....	97
V.4.4. Essais de la coagulation-floculation-sédimentation en utilisant le cactus.....	98
V.4.5. Analyse FTIR du cactus et ses interactions avec les colorants.....	99
V.5. Etude de l'adsorption des colorants.....	101
V.5.1. Essais d'adsorption des colorants par l'épi de maïs	102
V.5.2. Essais d'adsorption des colorants par les peaux d'amande	110
V.6. Équilibre d'adsorption des colorants par les biomatériaux	118
V.6.1. Cas de l'adsorption des colorants par l'épi de maïs	118
V.6.2. Cas de l'adsorption des colorants par les peaux d'amande	122
V.7. Microscopie Électronique à Balayage (MEB).....	125
V.7.1. Cas de l'épi de maïs.....	125
V.7.2. Cas des peaux d'amande.....	127
V.8. Mécanisme d'adsorption des colorants BB-RS01 et BM-N5R par les épis de maïs et les peaux d'amande.....	130

V.9. Comparaison des capacités d'adsorption des colorants par les biosorbants testés avec d'autres travaux antérieurs et perspectives	131
---	-----

V.10. Conclusion	132
------------------------	-----

Conclusion générale	134
----------------------------------	-----

Références bibliographiques

Annexes

Introduction générale

Introduction générale

Dans le monde actuel, la pollution environnementale croissante a conduit à des recherches approfondies sur les stratégies durables de traitement des eaux usées. Parmi les divers polluants, les colorants synthétiques issus des activités industrielles représentent un défi particulier en raison de leur persistance et de leurs effets nocifs (Lin et al., 2023). Ces colorants se retrouvent dans les eaux usées des usines textiles, qui déversent des effluents indésirables contenant un mélange de contaminants, y compris des colorants. L'industrie textile nuit à la faune et à la flore en rejetant ces polluants lors des processus de finition, impactant ainsi la biodiversité (Chanwala et al., 2019; Cripps et al., 1990). Les colorants synthétiques dérivés des procédés industriels constituent une préoccupation environnementale majeure en raison de leur persistance intrinsèque et de leur faible biodégradabilité (Faghihinezhad et al., 2022). Plus de 100 000 variétés de colorants sont en circulation, avec une production mondiale dépassant 700 000 tonnes par an (Chittal et al., 2019). L'industrie textile est responsable du rejet de près de 50 % de ces colorants dans les écosystèmes naturels (Zollinger, 2003). Ces substances représentent un risque significatif pour la faune et la flore en raison de leur stabilité chimique et de leur faible biodégradabilité. Par conséquent, les fabricants de textiles doivent traiter les eaux usées contenant de fortes charges organiques et des couleurs intenses et persistantes avant leur rejet (Arslan, 2001; Bouras, 2003; Lotito et al., 2012; Stumm & Morgan, 1996; Y. Verma, 2008).

Le traitement des faibles concentrations de colorants dans les eaux usées textiles a démontré son efficacité grâce à plusieurs techniques, notamment la coagulation/floculation (Golob et al., 2005; Zonoozi et al., 2008), l'ozonation catalytique (Faghihinezhad et al., 2022) et l'électrocoagulation (Manh, 2016; Perng & Bui, 2014). D'autres méthodes incluent l'électro-Fenton (Elbatea et al., 2021; Moghadam & Nori Kohbanan, 2018; Süzen & Ozmetin, 2019), la photodégradation (Jamal et al., 2015), la biodégradation (Bisht & Lal, 2019; Carliell, 1995; Chittal et al., 2019; Cripps et al., 1990), l'adsorption (Boumediene et al., 2018; Yadav et al., 2020) et les procédés membranaires (Allègre et al., 2006; Petrinić et al., 2007). Toutefois, ces méthodes présentent certaines contraintes majeures, notamment des coûts d'exploitation élevés, des processus énergivores, des durées de traitement prolongées et la production de boues dangereuses, ce qui limite leur application à grande échelle (Ahmed et al., 2022; Silva, 2023). Pour des concentrations plus élevées, un prétraitement peut être nécessaire afin d'assurer une élimination efficace des colorants et la réutilisation de l'eau. Des études indiquent que des techniques combinées, telles que la coagulation-floculation couplée à la nanofiltration (Riera-

Torres et al., 2010) et l'adsorption avec la nanofiltration (Chakraborty et al., 2005), bien que coûteuses, améliorent l'efficacité du traitement.

Parmi les technologies de traitement disponibles, la combinaison de la coagulation-floculation-sédimentation avec l'adsorption se présente comme une approche prometteuse pour un traitement durable des eaux usées, mettant l'accent sur la préservation de l'environnement et l'utilisation des bio-ressources. Cette méthode peut générer des effets synergiques, améliorant ainsi l'efficacité de l'élimination des colorants contenus l'eau. En effet, le procédé de coagulation-floculation-sédimentation (CFS) est largement utilisé dans le traitement des eaux usées en raison de son efficacité coût, de sa simplicité et de son efficacité, notamment dans la réduction de la turbidité et des solides en suspension (Anjaneyulu et al., 2005; Georgiou et al., 2003; Jarvis et al., 2005; Judkins Jr & Hornsby, 1978; Puchana-Rosero et al., 2018; Zonoozi et al., 2008). Toutefois, son efficacité peut être limitée pour l'élimination de certains colorants spécifiques (Riera-Torres et al., 2010). Ainsi, l'adsorption est identifiée comme une approche particulièrement efficace, simple et largement applicable (Faghihian et al., 2014; Nourmoradi et al., 2016). Cette méthode s'est révélée particulièrement performante et économique pour des concentrations de colorants inférieures à 100 mg/L (Bailey et al., 1999; Crini, 2006; Ho & McKay, 2004; Zollinger, 2003). Toutefois, aucune étude précédente n'a exploré le couplage de la coagulation-floculation avec l'adsorption en utilisant des biomatériaux de déchet pour l'élimination des colorants textiles.

Cette étude vise à étudier l'efficacité de la combinaison du processus de coagulation-floculation-sédimentation (CFS) avec l'adsorption en utilisant le sulfate d'aluminium comme coagulant et le Superfloc 8396 comme flocculant, et le cactus comme biocoagulant. L'épi de maïs (EM) et les peaux d'amande (PA), qui sont des déchets agricoles abondants en Algérie, riches en lignine et en cellulose, ont été évalués par plusieurs chercheurs quant à leur potentiel d'éliminer des colorants acides (Adeogun et al., 2024; Atmani et al., 2010), cationiques (Hussein, 2010; Rial et al., 2024) et azoïques (Agilee et al., 2024; Berber-Villamar et al., 2018) à partir de solutions aqueuses synthétiques. Dans ce contexte, cette recherche explore l'efficacité de l'utilisation de ces biomatériaux comme biosorbants pour l'élimination de colorants textiles après le processus de CFS.

Afin de bien mener cette recherche, on jugé de la structurer en 05 chapitres :

- Le premier chapitre présente un aperçu sur les eaux usées en mettant en évidence leur origine, leurs caractéristiques, leurs paramètres de pollution et présentation de leurs méthodes de Traitement (biologiques, physiques, physico-chimiques et membranaires).

-Le deuxième chapitre s'intéresse à présenter des généralités sur les colorants textiles (origine, classification, structures chimiques, domaines d'application) et leur impact sur l'environnement en mettant en exergue leur toxicité sur les écosystèmes aquatiques ainsi que sur la santé humaine, leur persistance et leur contribution à la pollution hydrique. Dans ce cadre, les normes environnementales visant à encadrer les rejets industriels et à en limiter leurs conséquences écologiques sont données.

- Le troisième chapitre se consacre aux procédés de coagulation-floculation et d'adsorption et son application pour le traitement des effluents textiles. Le chapitre aborde une synthèse bibliographique sur la coagulation-floculation donnant une définition du procédé, les différents coagulants et flocculants utilisés, les facteurs influents ainsi que les mécanismes impliqués dans ce processus. Ensuite, il met l'accent sur le procédé de l'adsorption, les matériaux adsorbants et en particulier les biosorbants issus des résidus agricoles présentant une forte capacité d'adsorption des colorants à partir de l'eau. Enfin, le chapitre évoque l'intérêt du couplage de la coagulation-floculation avec l'adsorption dans l'élimination des polluants de l'eau.

- Le quatrième chapitre donne une description détaillée du protocole expérimental utilisé dans le cadre de notre travail ainsi que les méthodes et les techniques d'analyse pratiquées.

- Le cinquième chapitre synthétise les résultats expérimentaux obtenus à l'issue de cette recherche et donne leurs interprétations.

Au terme de cette étude, une conclusion et des recommandations pour une poursuite à cette recherche en particulier l'optimisation des conditions opératoires à l'échelle pilote pour valider la faisabilité industrielle de cette approche.

Chapitre I : Aperçu sur les Eaux Usées et présentation de leurs Méthodes de Traitement

I.1. Introduction

La pollution croissante des eaux usées constitue une menace majeure pour l'environnement et la santé humaine, entraînant des impacts graves sur les écosystèmes aquatiques, les ressources hydriques et les activités humaines. Ces eaux, souvent chargées en polluants organiques, chimiques et biologiques, provenant des activités domestiques, industrielles et agricoles, et leur rejet sans traitement adéquat peuvent entraîner la contamination des sols, des cours d'eau et des nappes phréatiques. Les impacts incluent la dégradation des habitats aquatiques, la perte de biodiversité et l'apparition de maladies hydriques affectant des millions de personnes chaque année.

Face à cette problématique mondiale, la mise en place de traitements efficaces s'impose comme une priorité. Les eaux usées, définies comme des eaux résiduelles issues des usages humains, doivent être collectées et traitées pour réduire leur charge polluante avant leur retour dans le milieu naturel. Ce traitement peut inclure des étapes comme la coagulation-floculation, l'adsorption, et des techniques biologiques ou chimiques avancées, adaptées à la nature des polluants présents.

Le défi majeur réside dans la gestion durable des eaux usées, intégrant à la fois des solutions technologiques performantes et une approche respectueuse des écosystèmes. Une gestion efficace contribue non seulement à préserver les ressources en eau mais aussi à limiter les risques pour la santé publique et à soutenir le développement économique durable des communautés humaines.

I.2. Origines des eaux usées

Les eaux usées représentent un enjeu environnemental et sanitaire majeur. Selon Ramade et al. (2000), ces effluents pollués proviennent de différents usages humains et industriels, et leur composition reflète la nature et l'intensité des activités qui les génèrent. Ces eaux peuvent être classées en trois catégories principales selon leur origine : les eaux usées urbaines, les eaux usées industrielles et les eaux usées agricoles. Cette classification permet d'identifier les sources spécifiques de pollution et de concevoir des traitements adaptés pour limiter leur impact sur l'environnement et la santé humaine.

I.2.1. Les eaux usées urbaines

Les eaux usées urbaines, également appelées eaux domestiques, sont issues des activités quotidiennes des ménages, comme le lavage de la vaisselle, l'utilisation des toilettes, la lessive et les douches. Elles comprennent également les eaux de ruissellement urbain, issues des prélèvements ou du nettoyage des rues, qui peuvent transporter des contaminants tels que les

hydrocarbures, les métaux lourds, et les déchets solides. Leur composition varie en fonction de plusieurs facteurs : la taille et la densité de la population, les habitudes culturelles (consommation d'eau et pratiques hygiéniques), et le type de réseau d'assainissement utilisé (séparatif, unitaire ou mixte). Ces eaux contiennent généralement des matières organiques biodégradables, des nutriments tels que l'azote et le phosphore, des agents pathogènes, ainsi qu'une gamme de micropolluants, incluant des produits pharmaceutiques, des hydrocarbures, et des métaux lourds (Rosal et al., 2010). L'évolution des technologies de traitement met également l'accent sur la récupération des ressources, telles que le phosphore et l'azote, ainsi que sur la réduction de l'empreinte carbone des installations de traitement (Kokko, 2020). En intégrant des processus innovants comme la nitrification avancée ou l'ozonation, ces systèmes visent à répondre aux normes environnementales de plus en plus strictes (Ján et al., 2024). Ces techniques incluent des processus biologiques tels que l'activation des boues, ainsi que des méthodes avancées comme l'oxydation électrochimique et l'adsorption sur charbon actif. Les technologies modernes visent non seulement à purifier l'eau, mais également à récupérer des ressources précieuses telles que l'énergie et les nutriments, contribuant ainsi à une gestion durable des eaux usées (Smarzewska & Morawska, 2021).

I.2.2. Les eaux usées industrielles

Les eaux usées industrielles se distinguent des eaux urbaines par leur composition plus complexe et souvent hautement spécifique, liée aux processus industriels. Elles peuvent contenir des hydrocarbures issus des raffineries, des métaux lourds provenant de la métallurgie, des composés chimiques divers générés par les tanneries ou les industries pharmaceutiques, et des effluents thermiques rejetés par les centrales électriques. Ces rejets peuvent être extrêmement toxiques, affectant durablement les écosystèmes aquatiques, la flore et la faune, ainsi que la santé humaine en cas d'exposition prolongée. Par conséquent, le traitement des eaux industrielles exige des solutions technologiques avancées et adaptées à chaque type d'effluent. Parmi les techniques les plus efficaces figurent l'adsorption, souvent réalisée avec des matériaux biosorbants ou du charbon actif pour éliminer les métaux lourds et les composés organiques persistants (Ayawei et al., 2017).

I.2.3. Les eaux usées agricoles

Les eaux usées agricoles sont générées par les activités de l'agriculture et de l'élevage. Elles comprennent les effluents issus des exploitations agricoles, les eaux de ruissellement chargées en engrais chimiques et pesticides, ainsi que les eaux usées provenant des élevages intensifs, riches en matières organiques et azotées. Ces rejets sont particulièrement

préoccupants en raison de leur contribution à l'enrichissement des nappes phréatiques et des cours d'eau en nutriments, favorisant des phénomènes tels que l'eutrophisation, qui perturbent gravement les écosystèmes aquatiques. Les stratégies de gestion incluent des approches biologiques et écologiques telles que la phyto-épuration et l'intégration des micro-algues dans les systèmes de traitement. Ces méthodes favorisent l'élimination des nutriments excédentaires tout en générant des biomasses valorisables pour des usages énergétiques ou agricoles (Pachá-Herrera et al., 2021).

I.3. Paramètres de pollution des eaux usées

La caractérisation des eaux usées repose sur l'évaluation de plusieurs paramètres physiques, chimiques et biologiques. Ces paramètres permettent d'identifier le niveau de pollution, d'évaluer leur impact potentiel sur l'environnement, et de concevoir des traitements efficaces. On peut en distinguer :

I.3.1. Les paramètres physiques

a. Couleur

La couleur des eaux usées varie généralement du brun jaunâtre, lorsqu'elles sont fraîches, au noir à mesure qu'elles se dégradent en raison de l'oxydation des matières organiques et des réactions biochimiques internes. Elle est influencée par la présence de substances dissoutes et en suspension, telles que les composés organiques, les métaux lourds et les pigments. Une coloration excessive peut limiter la pénétration de la lumière dans les écosystèmes aquatiques, réduisant ainsi la photosynthèse et affectant les organismes aquatiques dépendants. Par conséquent, le traitement des eaux colorées, en particulier dans les effluents industriels comme les teintureries, inclut des procédés tels que l'adsorption, l'oxydation avancée et la coagulation-floculation (Akkari et al., 2022; Rahmoun et al., 2025).

b. Matières en suspension

Les matières en suspension (MES) regroupent les particules solides d'origine organique ou minérale présentes dans les eaux usées. Ces particules augmentent la turbidité, agissant comme vecteurs de polluants chimiques et biologiques, notamment les pathogènes et les métaux lourds. Leur mesure est cruciale pour évaluer la pollution des eaux usées et leur impact sur les milieux récepteurs. Le traitement primaire vise souvent à éliminer ces MES par décantation, filtration ou coagulation-floculation, réduisant ainsi la charge polluante des eaux avant leur traitement biologique ou physico-chimique (Hannouche et al., 2011).

c. Température

La température de l'eau constitue un facteur écologique majeur avec d'importantes répercussions (Leynaud, 1968). En ce qui concerne les eaux résiduaires, leur température est étroitement liée à la température extérieure. Ce paramètre revêt une importance significative en raison de son impact sur diverses propriétés, influençant la densité, la viscosité, la solubilité des gaz dans l'eau, l'amplification des goûts et des odeurs, la dissociation des sels dissous, ainsi que sur les réactions chimiques et biochimiques. De plus, la température joue un rôle crucial dans le développement et la croissance des organismes vivant dans l'eau, en particulier des microorganismes (Tebbutt, 1997; W.H.O, 1987).

d. Turbidité

En raison de la présence de matières en suspension, les eaux usées présentent une turbidité plus élevée. La présence de solides colloïdaux confère au liquide un aspect trouble, ce qui est esthétiquement peu attrayant et peut également présenter des risques pour la santé. La turbidité de l'eau peut résulter de la présence de particules d'argile et de limon, de déchets solides rejetés dans les eaux usées, ou d'un grand nombre de micro-organismes (Tebbutt, 1997). L'unité de mesure de la turbidité est le NTU (Unité de Turbidité Néphélométrique) (Maréchal et al., 2001; Sante Canada, 2003).

e. pH

Le pH, également appelé Potentiel d'hydrogène, est une échelle de mesure qui évalue la concentration des ions protons H^+ présents dans l'eau. Cette échelle varie de 0 à 14, où 7 représente la neutralité. Une valeur inférieure à 7 caractérise une solution comme acide, tandis qu'une valeur supérieure à 7 indique une solution alcaline (Rodier, 1996). En d'autres termes, le pH est un indicateur clé de l'acidité ou de l'alcalinité d'une solution aqueuse. Cette caractéristique du pH joue un rôle crucial dans la compréhension de la nature chimique des eaux usées, influençant directement leurs propriétés et leur réactivité dans les processus de traitement et d'assainissement.

f. La conductivité électrique

La conductivité, mesurée comme une caractéristique des eaux usées, offre une évaluation précise du degré de minéralisation de l'eau, constituant ainsi le paramètre le plus significatif pour le contrôle de sa qualité (Makhoukh et al., 2011). Cette mesure reflète le niveau global de minéralisation, fournissant des indications sur la salinité de l'eau. En outre, la conductivité joue un rôle primordial dans la détermination de la pertinence de l'eau pour l'irrigation des cultures (N'diaye et al., 2012). Elle devient ainsi un indicateur crucial pour

évaluer la qualité et l'adéquation de l'eau traitée en vue de son utilisation dans des contextes agricoles.

g. Gout et odeur

Bien que subjectifs, le goût et l'odeur se profilent comme des indicateurs significatifs de la qualité de l'eau, révélant ainsi le degré de pollution de cette ressource. Ces caractéristiques, bien que subjectives, revêtent une importance cruciale dans l'évaluation de la qualité de l'eau, offrant des indices tangibles sur son état. Mesurer précisément ces aspects peut s'avérer complexe en raison de la présence d'impuretés dissoutes, souvent d'origine organique, telles que les phénols et les chlorophénols (Tebbutt, 1997). Ces composés organiques peuvent influencer négativement le goût et l'odeur de l'eau, fournissant ainsi des informations essentielles pour évaluer la santé et la pureté de la ressource hydrique.

I.3.2. Les paramètres chimiques

Les eaux usées industrielles et domestiques contiennent une multitude de substances chimiques et organiques, dont la caractérisation repose sur des paramètres clés. Ces indicateurs sont essentiels pour évaluer la qualité des effluents, déterminer leur impact environnemental et orienter les traitements appropriés.

a. Demande Chimique en Oxygène (DCO)

La demande chimique en oxygène (DCO) est un paramètre clé pour évaluer la quantité d'oxygène nécessaire à l'oxydation chimique des matières organiques et de certains composés inorganiques (sulfures, chlorures, etc.) dans les eaux usées. Elle constitue un indicateur global de pollution organique, incluant des substances biodégradables et non biodégradables, et est exprimée en mg/L. Ce paramètre est essentiel pour le suivi et le contrôle de la qualité des effluents industriels, notamment dans les secteurs tels que le textile, l'agroalimentaire, et la pétrochimie. Une DCO élevée peut indiquer une forte pollution organique, nécessitant des traitements spécifiques pour protéger les écosystèmes récepteurs (Saleh & Kayi, 2021).

Les relations empiriques entre DCO, demande biochimique en oxygène (DBO₅), et Matière Organique (MO) sont souvent utilisées pour caractériser les eaux usées :

- Eaux usées urbaines : $DCO = 1,5 \text{ à } 2,5 \times DBO_5$
- Eaux résiduaire générales : $DCO = 1,5 \text{ à } 3 \times DBO_5$
- Eaux industrielles : $DCO = 2 \text{ à } 5 \times DBO_5$ (selon le secteur)
- Relation générale : $MO = (2 \times DBO_5 + DCO) / 3$

Ces relations permettent une meilleure interprétation de la qualité des effluents et une estimation de leur impact environnemental avant leur rejet.

b. Métaux lourds

Les métaux lourds, souvent issus des activités industrielles telles que la galvanoplastie, la teinture textile ou l'extraction minière, sont une menace environnementale majeure en raison de leur légèreté, de leur bioaccumulation et de leur persistance dans les écosystèmes aquatiques. Parmi eux, on trouve le plomb, le mercure, le cadmium et l'arsenic. Contrairement au fer et au manganèse, naturellement présents, ces métaux doivent subir un traitement spécifique, comme leur précipitation sous forme d'hydrates insolubles par augmentation du pH et addition d'oxydants (ex. chlorure ferrique ou permanganate de potassium). Ce processus facilite leur élimination par filtration ou décantation, impliquant ainsi leur autorisation et préservant les écosystèmes (Edet & Ifelebuegu, 2020).

c. Nutriments (phosphore et azote)

Le phosphore et l'azote, présents sous diverses formes chimiques, sont des nutriments essentiels mais aussi des polluants majeurs dans les eaux usées, contribuant à l'eutrophisation des milieux aquatiques.

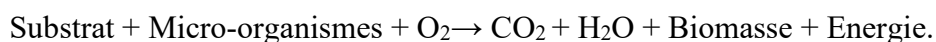
Phosphore : Généralement analysé sous forme de phosphore total, regroupant les formes organiques et minérales, il est un constituant des acides nucléiques et des phospholipides. Les effluents riches en phosphore proviennent notamment des industries agroalimentaires et des détergents.

Azote : L'azote se présente sous diverses formes, notamment ammoniacale (NH_4^+), nitrique (NO_3^-), nitrite (NO_2^-) et organique, et sa transformation suit des processus biologiques impliquant des bactéries nitrifiantes. Ces étapes incluent l'ammonification, où l'azote organique est converti en ammonium (NH_4^+); la nitratisation, qui correspond à l'oxydation de l'ammonium en nitrites (NO_2^-) par les bactéries *Nitrosomonas* et *Nitrobacters*. Ces réactions biologiques jouent un rôle crucial en limitant les risques d'eutrophisation des eaux de surface et en contribuant à une gestion durable des écosystèmes aquatiques (Ayawei et al., 2017).

I.3.3. Les paramètres biologiques des eaux usées

a. Demande Biochimique en Oxygène (DBO)

La demande biochimique en oxygène (DBO) est un indicateur clé pour évaluer la pollution organique biodégradable. Elle mesure la quantité d'oxygène consommée par les micro-organismes pour dégrader la matière organique sur une période de cinq jours (DBO_5), à une température standard de 20°C. La réaction générale est la suivante :



Une DBO₅ élevée reflète une forte concentration en matières organiques biodégradables et indique la nécessité d'un traitement biologique intensif. Ce paramètre est crucial pour le dimensionnement des stations d'épuration biologique (Musah et al., 2022).

b. Biodégradabilité

Le ratio $K = \text{DCO}/\text{DBO}_5$ est utilisé pour évaluer la biodégradabilité des effluents. Les classifications suivantes permettent de choisir les traitements adaptés :

$K < 1,5$: biodégradabilité élevée, traitement biologique recommandé.

$1,5 < K < 2,5$: biodégradabilité moyenne, traitement biologique possible avec renforcement.

$2,5 < K < 3$: faible biodégradabilité, nécessitant un traitement physico-chimique.

$K > 3$: non biodégradable, traitement physico-chimique obligatoire.

Cette analyse est essentielle pour maximiser l'efficacité du traitement et limiter l'impact des rejets sur les milieux récepteurs.

I.4. Méthodes de traitement des eaux usées

I.4.1. Définition

Les eaux usées, qu'elles soient d'origine domestique ou industrielle, transitent par un réseau d'assainissement complexe pour être traitées dans des stations d'épuration avant leur rejet dans le milieu naturel. Ces procédés de traitement sont conçus pour répondre aux spécificités des effluents et à la vulnérabilité du milieu récepteur. En raison de la diversité des polluants présents, incluant des substances toxiques de concentration et de nature variées, leur traitement est impératif pour minimiser les impacts environnementaux et sanitaires (Baaziz et al., 2022).

Le traitement des eaux usées repose sur une combinaison de techniques : biologiques, physiques, chimiques et membranaires. Dans de nombreux cas, une seule méthode est insuffisante pour traiter efficacement les effluents, en particulier ceux issus des industries textiles. Ces derniers nécessitent souvent une chaîne de traitement intégrée, incluant des étapes préliminaires comme le dégrillage, le dessablage et le déshuilage, suivies de traitements spécifiques pour la séparation des solides et des liquides (Boumediene et al., 2015).

I.4.2. Méthodes biologiques

Les méthodes biologiques exploitent l'activité de microorganismes pour dégrader les polluants organiques présents dans les eaux usées. Elles sont largement utilisées pour leur efficacité et leur coût relativement bas en comparaison aux traitements chimiques. Ces méthodes se divisent en deux principales catégories :

a) Traitements en milieu aérobie : Ces traitements nécessitent la présence d'oxygène, permettant aux microorganismes aérobies d'oxyder la matière organique. Les technologies

incluent les boues activées, les réacteurs biologiques séquentiels (SBR), les bioréacteurs à membrane (MBR), et les lagunes aérées. Ces techniques réduisent efficacement la demande biochimique en oxygène (DBO) et la demande chimique en oxygène (DCO) des effluents. Cependant, les coûts d'aération et la gestion des boues résiduelles restent des défis (Russell, 2019).

b) Traitements en milieu anaérobie : Ces procédés fonctionnent en l'absence d'oxygène et mobilisent des bactéries anaérobies pour décomposer la matière organique, produisant du biogaz utilisable comme source d'énergie. Ces systèmes génèrent moins de boues que les traitements aérobies, mais leur mise en œuvre est plus lente et adaptée à des effluents riches en composés organiques complexes (Smarzewska & Morawska, 2021).

I.4.3. Méthodes chimiques

Les procédés chimiques visent à transformer ou éliminer les polluants non biodégradables. Ils sont souvent utilisés en complément des traitements biologiques pour les effluents toxiques ou contenant des micropolluants.

a) Oxydation chimique : Ce procédé repose sur des agents oxydants tels que l'ozone, le peroxyde d'hydrogène ou le chlore, permettant de décomposer les polluants complexes en molécules plus simples. Ces traitements sont influencés par des paramètres tels que le pH et la concentration de catalyseurs (Asaithambi et al., 2022) ;

b) Oxydation avancée (AOP): Ces procédés génèrent des radicaux hydroxyles ($\bullet\text{OH}$) extrêmement réactifs, capables de minéraliser efficacement les polluants récalcitrants. Les AOP sont idéaux pour réduire la toxicité et améliorer la biodégradabilité des effluents (Donkadokula et al., 2020).

I.4.4. Méthodes physico-chimiques

Ces techniques combinent des approches physiques et chimiques pour séparer les polluants dissous ou en suspension dans les eaux usées.

a) Coagulation-floculation: Des agents coagulants (comme le sulfate d'aluminium ou le chlorure ferrique) favorisent l'agglomération des particules fines en floes volumineux, qui peuvent être facilement séparés par décantation ou filtration (Akinawo et al., 2023) ;

b) Electrocoagulation: Cette technique utilise un courant électrique pour précipiter les polluants organiques ou métalliques, et est particulièrement efficace pour les effluents contenant des huiles et des colorants (Shahedi et al., 2020) ;

c) Adsorption : Des matériaux adsorbants tels que le charbon actif ou des biosorbants issus de déchets agricoles sont utilisés pour capturer les polluants. Ce procédé est particulièrement utile

pour les micropolluants et dépend des propriétés physico-chimiques des biosorbants et des contaminants (Beya et al., 2022) ;

d) Filtration membranaire : Les techniques telles que l'osmose inverse, la nanofiltration et l'ultrafiltration éliminent efficacement les polluants résiduels et les sels. Bien que coûteuses en termes d'investissement, elles offrent une excellente qualité d'eau traitée, rendant les effluents potentiellement réutilisables (Donkadokula et al., 2020).

I.5. Conclusion

La gestion et le traitement des eaux usées constituent une nécessité incontournable pour préserver les écosystèmes et assurer la durabilité des ressources en eau. Les diverses méthodes de traitement des eaux usées, qu'elles soient biologiques, chimiques ou physiques, offrent des solutions spécifiques adaptées à la nature des effluents. Les procédés biologiques comme les traitements aérobies et anaérobies exploitent les microorganismes pour réduire la charge organique. En complément, les méthodes chimiques et physico-chimiques permettent de traiter les contaminants non biodégradables et toxiques à l'aide de techniques avancées, telles que l'adsorption ou la filtration membranaire.

Le recours à des chaînes de traitement combinées, incluant des étapes de prétraitement et de traitement secondaire ou tertiaire, est souvent indispensable pour répondre aux exigences de qualité des rejets et protéger les milieux récepteurs. Enfin, l'optimisation des procédés existants, notamment par l'utilisation de technologies plus durables comme les biosorbants ou le recyclage des boues, est cruciale pour réduire l'empreinte écologique globale du traitement des eaux usées.

Chapitre II : Les colorants textiles et leur impact sur l'environnement

II.1. Introduction

Les colorants, largement utilisés dans de nombreux secteurs industriels tels que le textile, l'agroalimentaire, et la cosmétique, jouent un rôle essentiel dans la fabrication de produits du quotidien. Toutefois, leur production et leur utilisation génèrent des préoccupations croissantes en raison de leurs effets néfastes sur l'environnement et la santé humaine. Parmi les catégories les plus problématiques, les colorants synthétiques, notamment les colorants azoïques et anthraquinoniques, se distinguent par leur structure chimique complexe, leur résistance à la biodégradation, et leur potentiel toxique.

Ces substances, une fois rejetées dans l'environnement sous forme d'effluents industriels non traités ou insuffisamment épurés, peuvent contaminer les écosystèmes aquatiques et terrestres. Leur toxicité se manifeste par des effets cancérogènes, mutagènes, et des perturbations endocriniennes chez les organismes vivants. En outre, leur caractère bioaccumulatif pose un risque majeur à long terme pour la chaîne alimentaire et la biodiversité aquatique.

Face à ces enjeux, l'évaluation de la toxicité des colorants et la mise en œuvre de réglementations strictes sont devenues des priorités scientifiques et politiques. De nombreuses études se concentrent désormais sur le développement de techniques de traitement écologiques, telles que la bioremédiation, et sur l'élaboration de substituts biodégradables capables de réduire leur impact environnemental. Ces efforts s'inscrivent dans une démarche globale visant à concilier les besoins industriels avec la protection de l'environnement et la santé publique.

II.2. Généralités sur le textile

Le textile désigne une matière composée de fils, qu'ils soient tissés, tricotés ou non tissés, issus de diverses fibres. Ces fibres, élément essentiel de l'industrie textile, se divisent en deux grandes catégories : fibres naturelles et fibres chimiques. La diversité des fibres confère aux textiles une large gamme de propriétés mécaniques, thermiques et esthétiques, permettant des applications variées dans les domaines de l'habillement, de l'ameublement, des textiles techniques et médicaux.

II.2.1. Les fibres naturelles

Les fibres naturelles proviennent de sources biologiques, animales ou végétales, et sont utilisées depuis des millénaires dans la fabrication de textiles. Ces fibres sont appréciées pour leur confort, leur biodégradabilité et leurs propriétés spécifiques. On y trouve :

- **1. Les fibres végétales**

Coton : Constitue la fibre naturelle la plus utilisée dans le monde. Réputé pour sa douceur et sa grande capacité d'absorption, le coton est privilégié dans l'habillement et les textiles de maison. Toutefois, sa culture nécessite une consommation importante d'eau et de pesticides, ce qui pose des enjeux environnementaux significatifs (Dufossé, 2024) ;

Lin : Apprécié pour sa robustesse, sa légèreté et ses propriétés thermorégulatrices. Utilisé dans les vêtements d'été et l'ameublement, le lin est également respectueux de l'environnement grâce à sa faible exigence en intrants chimiques (Tian et al., 2022).

- **2. Les fibres animales**

Soie : Fibre luxueuse obtenue à partir du cocon du *Bombyx mori*. La soie est prisée pour sa douceur, son éclat naturel et ses propriétés isolantes, bien qu'elle soit coûteuse à produire (Meenakshi, 2024) ;

Laine : Issue principalement des moutons, elle se distingue par sa chaleur, sa résilience et sa capacité à absorber l'humidité sans perdre ses propriétés isolantes. D'autres types de laine, comme le cachemire et l'alpaga, proviennent d'espèces animales spécifiques et offrent des caractéristiques variées (Stanton et al., 2024).

II.2.2. Les fibres chimiques

Les fibres chimiques, souvent appelées fibres manufacturées, sont produites à l'aide de technologies modernes pour répondre aux exigences spécifiques de certaines industries. Elles se divisent en fibres artificielles et synthétiques.

- **1. Fibres artificielles**

Les fibres artificielles sont fabriquées à partir de matières premières naturelles, comme la cellulose extraite du bois ou du coton, mais elles subissent des transformations chimiques.

Viscose : Imitant les propriétés de la soie, elle est douce, absorbante et respirante, mais elle a une faible résistance à l'humidité.

Acétate : Utilisé dans les vêtements légers et les doublures, l'acétate est apprécié pour son éclat et sa texture soyeuse (Dufossé, 2024).

- **2. Fibres synthétiques**

Les fibres synthétiques, entièrement issues de polymères artificiels, sont conçues pour offrir une résistance exceptionnelle et une durabilité accrue.

Nylon : L'un des premiers polymères synthétiques, le nylon est utilisé dans les vêtements de sport, les collants et les textiles techniques pour sa solidité et sa résistance à l'abrasion.

Polyester: Très utilisé dans les vêtements, les textiles d'intérieur et les applications industrielles, le polyester est reconnu pour sa résistance aux plis, son faible coût et sa facilité d'entretien (Hossain et al., 2024).

Les innovations récentes ont permis de développer des fibres fonctionnelles, comme les fibres intelligentes et les fibres composites. Ces matériaux intègrent des fonctionnalités avancées, notamment la mémoire de forme, la conductivité électrique, ou des propriétés antibactériennes, ouvrant ainsi de nouvelles perspectives pour les textiles techniques (Chen et al., 2023).

II.3. Propriétés et applications des fibres textiles

La combinaison des fibres naturelles et chimiques dans la fabrication textile permet de répondre à des besoins variés dans de nombreux secteurs. Cette synergie optimise les propriétés mécaniques, thermiques et esthétiques des textiles pour des usages spécifiques.

II.3.1. Textiles d'habillement

Les fibres naturelles comme le coton, la laine et la soie sont privilégiées pour leur confort et leur esthétisme. Toutefois, elles sont souvent mélangées avec des fibres synthétiques (par ex. polyester) pour augmenter leur résistance, leur élasticité et leur durabilité, répondant ainsi aux exigences de la mode contemporaine et des vêtements fonctionnels (Haidir et al., 2024) ;

Les textiles intelligents et interactifs, intégrant des fibres conductrices ou thermosensibles, commencent également à révolutionner l'habillement par des fonctionnalités telles que le contrôle de la température ou le suivi biométrique (Chen et al., 2023).

II.3.2. Textiles techniques

Les fibres synthétiques telles que l'aramide, le polyester ou le polyéthylène sont largement utilisées dans les textiles techniques en raison de leurs propriétés de résistance aux hautes températures, aux produits chimiques et aux contraintes mécaniques. Ces fibres trouvent des applications dans les vêtements de protection, les textiles médicaux (pansements, implants), et les matériaux composites pour l'automobile et l'aérospatiale (Mochane et al., 2019).

II.3.3. Applications innovantes

Les fibres biosourcées et durables, comme celles issues du bambou ou des nanocelluloses, gagnent en importance pour leur faible empreinte carbone et leur

biodégradabilité, répondant aux enjeux environnementaux contemporains (Singh Dhaliwal, 2020).

II.4. Processus de fabrication du textile

La production textile repose sur deux étapes principales : l'activité mécanique et la finition, toutes deux essentielles pour transformer les fibres en produits finis adaptés à des utilisations spécifiques.

II.4.1. Activité mécanique

La filature :

Elle transforme les matières brutes (fibres naturelles ou synthétiques) en fils utilisables. Ce processus implique des étapes de cardage, de peignage et de filage, selon la nature des fibres. Les innovations récentes dans la filature incluent les technologies automatisées pour produire des fils homogènes et réduire les déchets (Mäkelä et al., 2021).

Le tissage :

Il consiste à entrecroiser des fils de chaîne et de trame pour former des tissus. Les techniques modernes, telles que le tissage jacquard ou le tricotage circulaire, permettent de créer des textiles complexes et hautement fonctionnels, adaptés aux exigences esthétiques et techniques (Harwood & Harwood, 2012).

II.4.2. Finition (ou ennoblissement)

La finition est essentielle pour améliorer les propriétés esthétiques, fonctionnelles et durables des textiles. Elle comprend plusieurs étapes clés :

- **Blanchiment :**

Ce traitement chimique prépare les fibres pour des étapes ultérieures, comme la teinture ou l'impression, en éliminant les impuretés et les couleurs naturelles.

- **Teinture :**

Processus permettant d'obtenir une coloration uniforme et durable. Les avancées récentes incluent des teintures respectueuses de l'environnement et des procédés utilisant moins d'eau et d'énergie, comme les colorations par plasma ou ultrason (Mochane et al., 2019)

- **Impression :**

L'impression numérique révolutionne le secteur, permettant d'appliquer des motifs précis et personnalisés avec une consommation réduite de colorants et d'eau. Elle améliore la valeur esthétique tout en répondant aux tendances du marché (Chen et al., 2023).

II.4.3. Innovations récentes

Les avancées technologiques dans le domaine des textiles ont permis le développement de matériaux intelligents et durables. Les fibres textiles modernes intègrent des propriétés fonctionnelles, telles que la conductivité électrique, la résistance aux UV, ou encore des capacités antimicrobiennes, ouvrant la voie à des applications avancées dans les secteurs de la santé et de l'aéronautique (Baaka & Khiari, 2020).

II.5. Les colorants textiles

Les colorants sont des substances omniprésentes dans divers secteurs industriels, notamment l'imprimerie, l'agroalimentaire, la cosmétique, et surtout l'industrie textile, où ils confèrent couleur et esthétique aux produits. Leur usage remonte à environ 3500 av. J.-C., avec des procédés rudimentaires utilisant des colorants naturels extraits de plantes ou d'animaux. Le domaine a connu une révolution majeure en 1856 avec la découverte du premier colorant synthétique, la mauvéine, par William Henry Perkin. Cette avancée a marqué le début de l'industrie moderne des colorants synthétiques, permettant la production de substances plus stables et diversifiées.

Aujourd'hui, la production annuelle mondiale de colorants dépasse 700 000 tonnes, avec environ 20 % de cette quantité rejetée dans les effluents industriels, constituant une source majeure de pollution environnementale (Xu et al., 2019; Zhu et al., 2019).

II.5.1. Définition d'un colorant

Un colorant est une substance capable de transmettre une teinte durable à un matériau grâce à deux propriétés essentielles : sa couleur, déterminée par des groupes chimiques spécifiques appelés chromophores responsables de l'absorption de la lumière visible, et sa fixation stable, assurée par des interactions chimiques ou physiques avec le substrat, conférant une résistance au lavage, à la lumière et aux frottements (Singh Dhaliwal, 2020). Contrairement aux pigments, les colorants sont solubles dans des solvants, ce qui leur permet de pénétrer les fibres textiles en profondeur et de produire des couleurs vives et homogènes (Mochane et al., 2019).

II.5.2. Origine et nature des colorants

Les colorants textiles, essentiels dans l'industrie textile et d'autres secteurs, trouvent leur origine dans des sources naturelles et synthétiques. Leur nature et propriétés influencent considérablement leur usage, leurs impacts environnementaux et leur durabilité.

a. Colorants naturels : Historiquement, les premiers colorants provenaient de sources naturelles, incluant des plantes, des animaux et des minéraux. Les exemples les plus célèbres

sont la garance (rouge), l'indigo (bleu) et la gaude (jaune) pour les végétaux, et le carmin extrait de la cochenille pour les animaux. Ces colorants, bien que biodégradables et respectueux de l'environnement, présentent des limites telles qu'une faible stabilité chimique et une solubilité réduite. Ils sont classés en deux catégories principales :

- **Colorants à mordant** : Ces colorants nécessitent un fixateur, souvent un sel métallique, pour s'adsorber de manière stable sur les substrats.

- **Colorants de cuve**: Insolubles dans l'eau, ils sont rendus solubles par réduction chimique pour permettre leur application, puis redeviennent insolubles après oxydation, assurant une fixation durable sur les textiles (Jordeva et al., 2020).

Les colorants naturels, extraits de sources variées comme les racines, les écorces ou les insectes, suscitent un regain d'intérêt en raison de leur impact environnemental réduit et de leurs propriétés antimicrobiennes et UV protectrices. Cependant, leur faible résistance au lavage et leur coût élevé limitent leur adoption à grande échelle (Mamun et al., 2023).

b. Colorants synthétiques : Avec la découverte du premier colorant synthétique, le "mauve" de William H. Perkin en 1856, une révolution chimique a marqué le début de l'ère des colorants synthétiques. Ces derniers sont produits à partir de dérivés pétrochimiques ou de goudron de houille, offrant une large palette de couleurs, une meilleure stabilité chimique et des propriétés adaptées aux besoins industriels (Tamburini et al., 2024).

Les colorants synthétiques incluent des groupes chimiques spécifiques tels que :

- **Groupes azos (-N=N-)** : Ces colorants, caractérisés par leur double liaison azotée (-N=N-), sont responsables de teintes vives et représentent la plus grande catégorie de colorants synthétiques. Leur polyvalence et stabilité en font des composés largement utilisés dans l'industrie textile et d'autres applications industrielles. Les recherches récentes mettent en avant leur biodégradabilité et leur impact environnemental (Alegbe & Uthman, 2024).

- **Groupes nitro (-NO₂)**: Les colorants nitro (-NO₂) sont utilisés pour leurs propriétés colorantes exceptionnelles et leur durabilité (C. K. Yadav & Basnet, 2023). Ils sont souvent appliqués dans des environnements exigeant une forte résistance thermique et chimique. Une étude récente examine leur utilisation dans des environnements industriels et souligne leurs propriétés colorimétriques et leur stabilité (Benkhaya et al., 2020).

Cependant, leur production massive engendre des impacts environnementaux notables, notamment par la pollution des eaux résiduaires industrielles. De nouvelles approches technologiques, comme l'utilisation de nanomatériaux dans le traitement des effluents, visent à minimiser ces impacts (Slama et al., 2021).

Le tableau I.1 répertorie quelques structures chimiques de colorants naturels et synthétiques.

Tableau II.1: Classification standard des colorants (Lin et al., 2008)

Colorants contenant un groupe fonctionnel anionique - Colorants acides - Colorants directs - Colorants à mordants	Colorants acquérant une réaction chimique avant l'application - Colorants de cuves - Colorants au soufre - Colorants azoïque
Colorants contenant un groupe fonctionnel cationique - Colorants basiques	Classe spéciale des colorants - Colorants dispersés - Colorants solubles - Pigments - Colorants naturels

II.5.3. Domaines d'utilisation des colorants

Les colorants trouvent des applications variées dans plusieurs secteurs industriels en raison de leur capacité à modifier l'apparence et les propriétés des matériaux. Leur grand champ d'utilisation est détaillé ci-après :

-Industrie textile : Les colorants sont majoritairement utilisés dans l'industrie textile pour teindre les vêtements, les tissus techniques et les textiles médicaux. Des colorants réactifs, directs, ou dispersés sont utilisés par les employés en fonction du type de fibre textile. Par exemple, les colorants réactifs sont privilégiés pour les fibres de coton en raison de leur capacité à former des liaisons covalentes stables avec la cellulose, tandis que les colorants dispersés conviennent aux fibres synthétiques comme le polyester (Alegbe & Uthman, 2024).

-Plastiques : Les polymères sont colorés à l'aide de colorants spécifiques ou de pigments afin d'améliorer leur attrait visuel. Ces additifs doivent résister à la chaleur et aux contraintes mécaniques subies lors des processus de moulage et d'extrusion. Les colorants azotés et anthraquinoniques sont souvent utilisés pour leur stabilité et leur teinte vive (Tamburini et al., 2024).

-Cosmétique : Dans les produits de beauté, les colorants jouent un rôle crucial pour les teintures capillaires, le maquillage, et les vernis à ongles. Par exemple, les colorants nitro (par exemple, le jaune n°5) et les colorants naturels (comme le carmin) sont choisis en fonction des réglementations et des préférences des consommateurs pour des produits plus sûrs et durables (Taylor, 1986).

-Agroalimentaire : Les colorants alimentaires, souvent dérivés de sources naturelles (comme le curcuma pour sa teinte jaune) ou synthétiques (comme le bleu brillant), sont largement utilisés dans les boissons, confiseries, et emballages pour rendre les produits plus visuellement. Les colorants doivent être conformes aux réglementations strictes de sécurité alimentaire (S. Yadav et al., 2023).

-Médical : Dans le domaine médical, les colorants sont utilisés pour le diagnostic biologique (par exemple, le bleu de méthylène pour la coloration des tissus) et pour l'enrobage des médicaments afin de faciliter leur identification. Ils trouvent également des applications dans l'imagerie médicale et la recherche biologique (Křížová, 2015).

II.5.3. Propriétés des colorants

Les propriétés colorantes des colorants résultant de l'absorption ou de la réflexion de la lumière visible (400-700 nm) par des groupes fonctionnels spécifiques. Les chromophores, comme les doubles liaisons conjuguées ($-C=C-$, $-N=N-$, et $-NO_2$), sont responsables de la couleur en absorbant certaines longueurs d'onde. Les auxochromes, tels que $-NH_2$, $-OH$, et $-COOH$, modifient et intensifient la couleur par des interactions chimiques avec le chromophore. Ces propriétés sont influencées par la structure moléculaire, le degré de conjugaison et les interactions chimiques avec l'environnement (Benkhaya et al., 2020).

II.5.4. Structure chimique des colorants

La structure chimique des colorants est fondamentale pour leurs propriétés fonctionnelles et applications industrielles. Elle se compose de deux éléments clés, les chromophores et les auxochromes, qui jouent un rôle complémentaire dans la génération et la modulation de la couleur.

a) Chromophores

Les chromophores sont des groupes fonctionnels responsables de l'absorption de la lumière visible, générant ainsi la couleur. Parmi les exemples les plus courants, on retrouve les groupes $-N=N-$ (azos) et $-NO_2$ (nitro), qui confèrent des propriétés spectrales spécifiques et une grande stabilité chimique. Ces groupes permettent également d'expliquer la bathochromie enregistrée dans les applications technologiques, notamment pour les pigments destinés aux textiles et à l'industrie optoélectronique (Ahmouda et al., 2024).

b) Auxochromes

Les auxochromes, tels que $-SO_3H$, $-OH$, $-NH_2$, et $-COOH$, sont des groupes qui modifient la couleur produite par les chromophores. Leur rôle est de renforcer l'intensité de la couleur et d'améliorer la solubilité des colorants dans divers solvants, ce qui les rend adaptés à une gamme

d'applications. Par exemple, le groupe $\text{-SO}_3\text{H}$, souvent ajouté aux colorants réactifs, confère une hydrosolubilité essentielle pour leur fixation sur des substrats textiles comme le coton. Les interactions chimiques entre les auxochromes et les chromophores influencent également la stabilité thermique et chimique des colorants, en améliorant leur durabilité dans des environnements industriels exigeants (Gürses et al., 2016).

Cette architecture chimique détermine non seulement les propriétés colorimétriques mais aussi la stabilité, la légèreté et l'impact environnemental des colorants, ce qui en fait un domaine de recherche important pour le développement durable (Ali, 2024).

II.5.5. Classification des colorants

Le classement des colorants repose sur deux approches principales : la classification chimique, qui considère la structure moléculaire et la nature du groupe chromophore, et la classification tinctoriale, basée sur l'usage et les interactions avec les substrats. La classification chimique distingue des catégories comme les colorants azoïques (-N=N-), anthraquinoniques et triphénylméthanes, en fonction de leurs propriétés spectroscopiques et réactivités chimiques (Hunger, 2003). En parallèle, la classification tinctoriale s'appuie sur les groupes auxochromes, comme $\text{-SO}_3\text{H}$ ou -NH_2 , qui influencent l'affinité et la solubilité dans des fibres spécifiques, par exemple pour les colorants acides ou réactifs (Dérivé, 2014). Cette double classification est essentielle pour répondre aux besoins variés de l'industrie textile et chimique (Mansour et al., 2011).

1. Classification chimique

Le classement des colorants selon leur structure chimique repose sur la nature du groupement chromophore. Le critère de la structure chimique ou du chromophore permet de classer environ 20 à 30 groupes distincts de colorants. Parmi eux, les groupes azoïques (monoazoïque, diazoïque, triazoïque, polyazoïque), les colorants anthraquinones, phtalocyanine et triarylméthane sont les plus prédominants en termes quantitatifs. D'autres groupes incluent le diarylméthane, l'indigoïde, l'azine, l'oxazine, thiazine, xanthène, nitro, nitroso, méthine, thiazole, indamine, indophénol, lactone, aminocétone, ainsi que des colorants hydroxycétones et des colorants de structure indéterminée (tels que les colorants stilbène et soufre) (Zee, 2002).

Ci-dessous, quelques exemples de colorants chimiques utilisés dans l'industrie textile.

A. Les colorants azoïques

Les colorants azoïques sont caractérisés par la présence d'un groupe fonctionnel azo (-N=N-), une double liaison azotée qui joue un rôle central dans leur capacité à conférer des

teintes vives et variées. Ce groupe relie deux unités alkyles ou aryles, qui peuvent être soit identiques (structure azoïque symétrique), soit différents (structure azoïque dissymétrique). Généralement, ces composés reposent sur le squelette de l'azobenzène, constitué de systèmes aromatiques ou pseudo-aromatiques. Ces derniers contribuent à l'intensité et à la stabilité de la couleur, grâce à leurs propriétés électroniques favorisant une absorption optimale dans le spectre visible. Un exemple représentatif est le rouge de méthyle, dont la formule chimique est $C_{15}H_{15}N_3O_2$. Sa structure comprend un noyau azoïque central et des substituants spécifiques qui influencent sa solubilité et ses interactions avec les substrats textiles. Ce type de colorant est particulièrement apprécié dans des applications industrielles en raison de sa forte stabilité et de son spectre de couleurs varié.

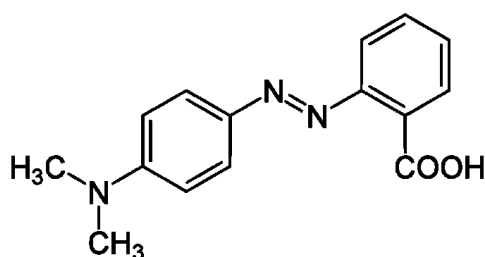


Figure II.1: Formule chimique du rouge de méthyle $C_{15}H_{15}N_3O_2$
(Kouadio et al., 2022)

B. Les colorants anthraquinoniques

Les colorants anthraquinoniques, dérivés de l'anthracène, possèdent une formule générale mettant en évidence un noyau quinonique sur lequel peuvent être attachés des groupes hydroxyles ou amino. Sur le plan commercial, ces colorants occupent une place significative après les colorants azoïques. Leur structure anthraquinonique confère des propriétés chromatiques distinctives, faisant d'eux des composés essentiels dans diverses applications industrielles, notamment dans le domaine textile. La présence de groupes fonctionnels tels que les hydroxyles et les amino contribuent à la diversité des teintures anthraquinoniques et à leur adaptation à différentes conditions de teinture.

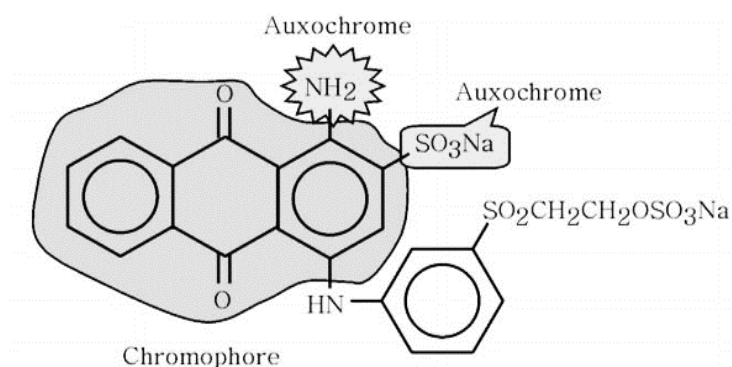


Figure II.2: Squelette anthraquinonique du bleu de réactif (Mansour et al., 2011)

C. Les colorants triphénylméthanés

Les colorants triphénylméthanés et leurs dérivés hétérocycliques représentent la plus ancienne classe de colorants synthétiques, dérivant du triphénylméthane, un hydrocarbure avec trois cycles phényle liés à un carbone central. Cette structure de base se retrouve dans de nombreux composés organiques colorés. Ces colorants sont largement utilisés dans les industries papetières et textiles pour teindre des matériaux tels que le nylon, la laine, la soie et le coton. Leur utilité s'étend au-delà de l'industrie, étant également présents dans le domaine médical en tant que marqueurs biologiques et agents antifongiques pour les poissons et la volaille (Barka, 2008).

Bien que moins dominants que les colorants azoïques et anthraquinoniques, les colorants triphénylméthanés conservent une valeur commerciale en permettant une large gamme de nuances, comme illustré dans la Figure II-3.

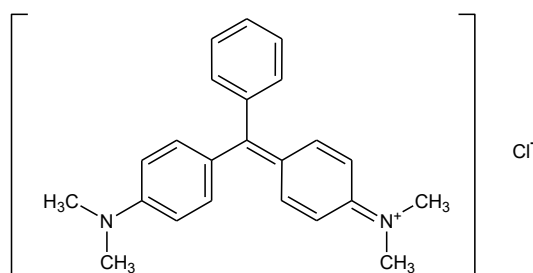


Figure II.3: Exemple de colorants triphénylméthanés le vert de malachite $C_{23}H_{25}ClN_2$ (Shetty et al., 2023).

D. Les colorants indigoïdes

Les colorants indigoïdes tirent leur nom de l'indigo, dont ils sont dérivés. Les homologues sélénisés, soufrés et oxygénés du bleu indigo produisent d'importants effets hypsochromes, offrant une gamme de coloris allant de l'orange au turquoise. Ils sont largement utilisés comme colorants textiles, additifs dans l'industrie pharmaceutique, la confiserie, ainsi que dans les diagnostics médicaux.

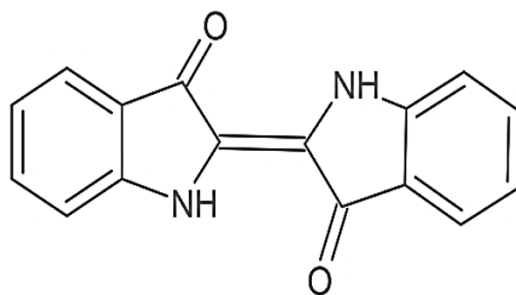


Figure II.4: Squelette indigoïde du bleu indigotine (Hartl et al., 2024)

E. Les colorants phtalocyanines

Les phtalocyanines, caractérisées par une structure complexe comprenant un atome métallique central, représentent un groupe de colorants. Ces colorants sont obtenus par la réaction du dicyanobenzène en présence d'un halogénure métallique tel que le cuivre, le nickel, le cobalt, le platine, etc. Un exemple courant de phtalocyanine est la phtalocyanine de cuivre, dont la formule est présentée ci-dessous :

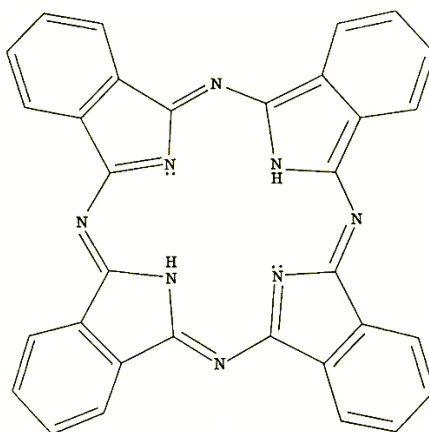


Figure II.5 : Structure moléculaire d'un colorant phtalocyanine Structure (I), phtalocyanine sans métal (Lever, 1965).

F. Les colorants xanthènes

Les colorants xanthènes, tels que la fluorescéine, se distinguent par leur fluorescence intense. Bien que leur utilisation en tant que teintures soit limitée, ils jouent un rôle important en tant que marqueurs lors d'accidents maritimes ou de traceurs d'écoulement pour des rivières souterraines. La fluorescéine, en particulier, est largement reconnue pour sa capacité à servir de marqueur fluorescent dans divers contextes, offrant une traçabilité fiable et établissant des repères essentiels pour la surveillance environnementale.

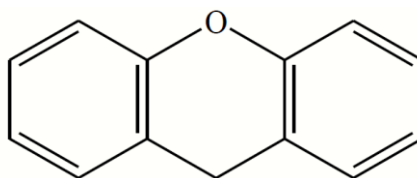


Figure II.6 : Structure moléculaire d'un colorant xanthène
(Guivarch, 2004a)

G. Les colorants nitrés et nitrosés

Ils constituent une classe relativement ancienne, mais leur utilisation persiste en raison de leur coût abordable et de la simplicité de leur structure moléculaire caractérisée par la présence d'un groupe nitro ($-\text{NO}_2$) en position ortho par rapport à un groupement électro-donneur tel qu'un hydroxyle ou des groupes aminés. Cette classe de colorants est appréciée pour sa simplicité et son efficacité, malgré l'évolution des technologies de coloration.

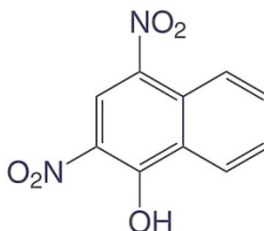


Figure II.7 : Structure de colorant Nitrosés (jaune martius $\text{C}_{10}\text{H}_5\text{N}_2\text{O}_5$)

2. Classification tinctoriale

Cette classification constitue la seconde, suivant celle de la classification chimique. Elle distingue diverses catégories tinctoriales définies par les auxochromes.

A. Les colorants acides ou anioniques

Les colorants acides, connus sous le terme anioniques, sont élaborés de manière spécifique pour le processus de teinture des fibres animales, notamment la laine et la soie, ainsi que de certaines fibres acryliques modifiées telles que le nylon et le polyamide. Ces colorants sont destinés à être utilisés dans des bains légèrement acides. Leur solubilité dans l'eau est favorisée par la présence de groupes sulfonates ou carboxylates. L'affinité entre le colorant et la fibre s'établit par le biais de liaisons ioniques entre la partie acide sulfonique du colorant et les groupes amino présents sur les fibres textiles. Cette interaction chimique spécifique permet une fixation durable du colorant sur la fibre, assurant une teinture efficace et résistante.

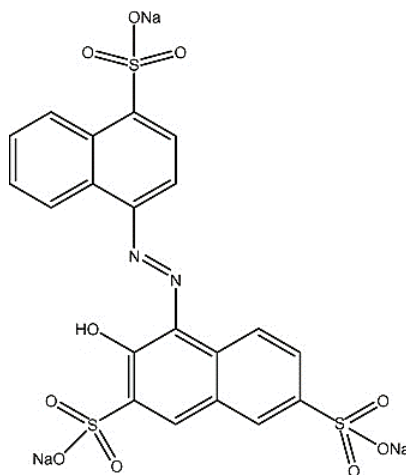


Figure II.8: Structure du colorant acide rouge 27 (Wang et al., 2010)

B. Les colorants réactifs

Les colorants réactifs sont parmi les plus populaires pour la coloration des fibres cellulosiques, largement utilisés dans l'industrie de la teinture en raison de leur facilité d'application. Leur structure est relativement simple, étant des colorants de synthèse composés d'une partie chromogène colorante (groupe chromophore) à laquelle sont fixés un ou plusieurs groupements réactifs électrophiles. Ces groupements réactifs sont conçus pour former des liaisons chimiques stables et covalentes avec les fonctions amines ou sulfures des protéines de la laine.

En général, les composants des colorants réactifs comprennent un élément colorant responsable de la nuance et un groupe réactif déterminant la capacité de réaction du colorant, influençant ainsi les conditions d'application.

Les colorants réactifs se distinguent par leurs excellentes propriétés de solidité, attribuées à la liaison covalente établie entre les molécules de colorant et les groupes hydroxyles (-OH) présents dans les fibres de cellulose. Sur le plan commercial, ces colorants présentent des nuances lumineuses de qualité (Patel & Tandel, 2022). Ils représentent environ 13% du marché mondial des colorants et environ 20% de ceux utilisés pour teindre les celluloses (Pilliere F. et al., 2001). Grâce à leur solubilité, ils sont de plus en plus utilisés dans la teinture du coton, de la laine et des polyamides (Guivarch, 2004b).

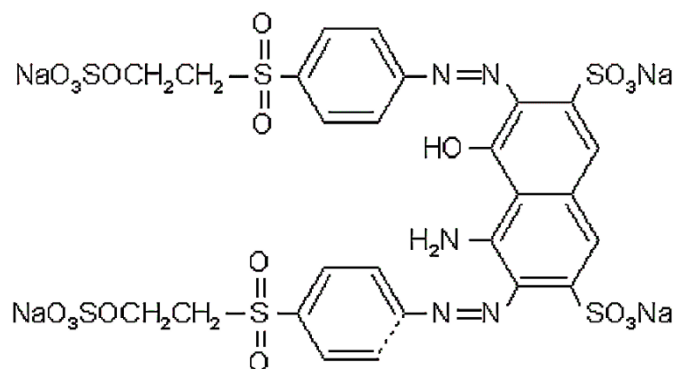


Figure II.9: Structure du colorant Reactive Black 5 (Sponza & Işik, 2002)

C. Les colorants basiques ou cationiques

Les colorants basiques, également connus sous le nom de colorants cationiques, sont des sels d'amines organiques, ce qui leur confère une excellente solubilité dans l'eau. Ces colorants établissent des liaisons entre les sites cationiques des colorants et les sites anioniques des fibres. Bien que leur utilisation ait connu un déclin dans la teinture de la laine et de la soie, ces colorants ont suscité un regain d'intérêt avec l'avènement des fibres acryliques. Ils offrent des nuances vibrantes et résistantes, ce qui en fait des candidats attrayants pour les applications contemporaines (Shore, 1990).

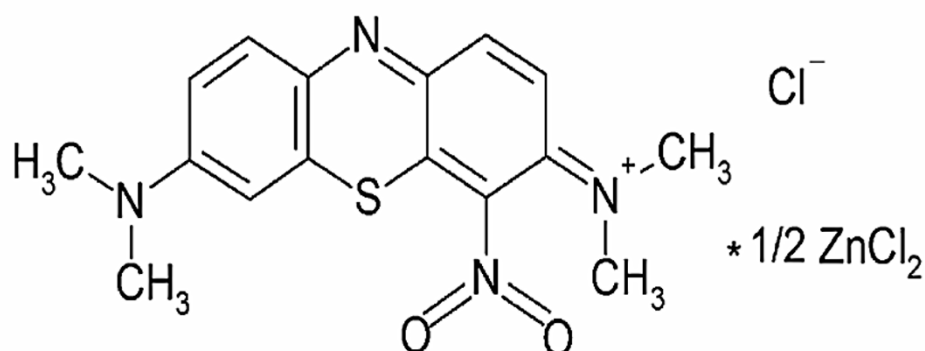


Figure II.10: Structure chimique du colorant Basic Green 5 (BG5) (Lee et al., 2008)

D. Les colorants directs

Les colorants directs sont les plus largement utilisés en raison de leur association avec des processus de teinture, de leurs coûts réduits et de leur large disponibilité sur le marché courant (Sathishkumar et al., 2019). Ils ont la capacité de former des charges électrostatiques positives ou négatives attirées par les charges des fibres. Ce qui les distingue est leur affinité pour les fibres cellulosiques sans nécessiter l'application d'un mordant, ce qui est lié à la structure plane de leur molécule.

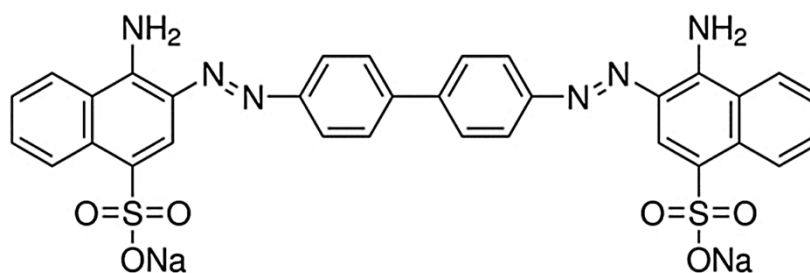


Figure II.11: Structure chimique du colorant Rouge Congo $C_{32}H_{22}N_6Na_2O_6S_2$ (Siddiqui et al., 2023)

E. Les colorants de cuve

Les colorants de cuve, reconnus pour leur exceptionnelle résistance aux agents de dégradation, restent essentiels dans l'industrie textile, notamment pour la teinture des tissus en jean ou denim. Ces colorants sont insolubles dans l'eau, mais peuvent être réduits en milieu alcalin pour devenir solubles sous leur forme de leuco-dérivés, facilitant leur fixation sur les fibres textiles (Maulik et al., 2022). Une fois fixés, ils subissent une réoxydation in situ, qui rétablit leur forme insoluble et confère aux textiles une stabilité accrue (Berradi et al., 2019).

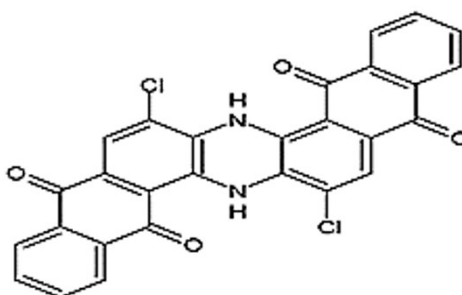


Figure II.12 : Structure chimique du colorant Bleu de cuve 6 (Venkatesha et al., 2012).

F. Les colorants dispersés

Les colorants dispersés sont une classe de colorants hydrophobes utilisés principalement pour teindre les fibres synthétiques comme le polyester, l'acétate et le nylon. Ils se distinguent par leur faible solubilité dans l'eau, nécessitant une dispersion colloïdale stable pour pénétrer les fibres. Leur adsorption est favorisée par des températures élevées ou des procédés sous pression, qui augmentent la diffusion dans les fibres. Un exemple typique est le Bleu dispersé CI 165, un colorant à base d'anthraquinone ($C_{20}H_{19}N_7O_3$), largement utilisé pour ses propriétés de teinture profonde et ses excellentes résistances à la lumière et au lavage. La structure chimique de ce colorant comprend un noyau anthraquinonique, qui confère une couleur intense, et des groupes fonctionnels qui stabilisent sa dispersion dans l'eau.

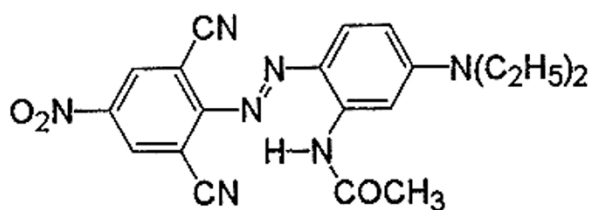


Figure II.13 : Structure chimique du colorant Bleu dispersé CI 165(C₂₀H₁₉N₇O₃).

G. Les colorants à mordants

Les colorants à mordants sont caractérisés par la présence d'un ligand fonctionnel qui a la capacité de réagir de manière significative avec un sel métallique tel que l'aluminium, le chrome, le cobalt, le cuivre, le nickel ou le fer. Cette réaction conduit à la formation de complexes colorés variés avec le textile. En d'autres termes, le ligand fonctionnel agit comme un agent de fixation qui, lors de la réaction avec le sel métallique, crée des liaisons stables avec le textile. Ce processus confère aux colorants à mordants une excellente résistance et solidité, assurant ainsi une tenue durable des teintures sur les fibres textiles.

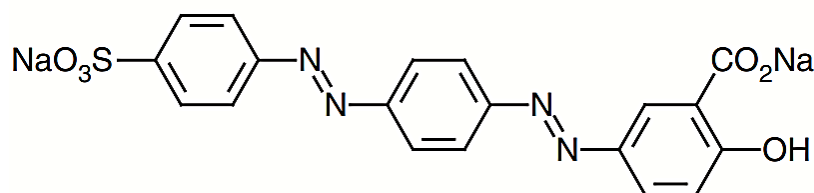


Figure II.14 : Structure chimique du colorant Mordant Orange 6 (Ding & Freeman, 2017)

II.6. Consommation d'eau dans l'industrie textile

Actuellement, la consommation d'eau pour le processus de teinture varie entre 30 et 150 litres par kilogramme de tissu, en fonction du type de colorant et du substrat utilisé, comme illustré dans le tableau II.2 (Ammayappan et al., 2016). En plus de la teinture elle-même, de l'eau est également nécessaire pour laver les produits teints afin d'atteindre les propriétés de solidité souhaitées. Environ 17 à 20 % de la pollution de l'eau provient de la teinture textile appliquée aux tissus (Vijaraghavan, 1999). Il est également rapporté qu'après le traitement d'une tonne de tissu en coton, les effluents générés contiennent une demande biochimique en oxygène (DBO) de 200 à 600 ppm, un total de solides dissous de 1000 à 1600 ppm, et entre 30 et 50 ppm de solides en suspension, pour un volume d'eau usée compris entre 50 et 160 m³ (Azanaw et al., 2022). La quantité de colorant dans le bain de teinture au début et à la fin du processus de teinture permet de déterminer le taux de fixation. Le tableau II.2 illustre les différentes classes de colorants en précisant leurs interactions de liaison respectives et leur fixation sur les fibres.

Tableau II.2 : Consommation d'eau pour le processus de teinture

Type de fibre/Configuration		Consommation moyenne d'eau (L/kg de matériau)
Selon le type de fibre	Coton	50–120
	Laine	75–250
	Autres fibres naturelles	10–100
Selon la configuration	Tissu	100–200
	Impression	0–40

Une liaison chimique efficace entre la fibre et la molécule de colorant réduit considérablement la libération des colorants non fixés (Bertea & Bertea, 2008). Les textiles en laine contiennent une plus grande proportion de colorants à complexes métalliques par rapport à d'autres types de colorants, ce qui améliore leur durabilité (Industry, 1997).

Actuellement, l'attention se porte sur des techniques de production visant à réduire la charge colorante des effluents grâce à l'optimisation des processus. Lorsque la vapeur est générée dans les processus de teinture et d'impression textile, elle libère du carbone, du dioxyde de carbone, du monoxyde de carbone et du soufre, contribuant ainsi à la pollution de l'air. La plupart des étapes de traitement humide entraînent des émissions gazeuses, qui constituent le deuxième problème de pollution le plus important dans les processus de teinture et d'impression. Ces émissions atmosphériques ont des effets nocifs sur les systèmes respiratoires des humains et des animaux (Gita et al., 2017; Mehra et al., 2021). Une des principales sources de pollution de l'air provient des sections de tissage et de filature, comme le montre le tableau II.3 ci-après.

Tableau II.3: Température de fixation des différentes classes de colorants sur support textile
(Mattioli et al., 2005)

Classe de colorant	Type de fibre	Température de fixation (°C)	Interaction entre le colorant et la fibre
Acide	Laine, soie, nylon	80–95	Liaison hydrogène, liaison ionique, forces de Van der Waals
Basique	Acrylique, soie	95–100	Liaison hydrogène, liaison ionique

Direct	Cellulose	70–95	Liaison hydrogène, forces de Van der Waals
Métallique complexe	Laine	92–98	Liaison hydrogène, liaison ionique, interactions hydrophobes
Réactif	Cellulose	50–90	Liaison covalente, liaison hydrogène
Soufre	Cellulose	60–90	Liaison hydrogène, forces de Van der Waals
Cuve	Cellulose	80–95	Liaison hydrogène, forces de Van der Waals
Dispersé	Polyester, nylon	90–100	Forces de Van der Waals, interactions hydrophobes

L'industrie textile, en tant que secteur intégré, fabrique ou traite des produits textiles tels que les fibres, les fils et les tissus destinés à la confection de vêtements, d'articles d'ameublement et de biens industriels (Bhatia & Devraj, 2017; Bortone et al., 1995). La réduction des déchets est essentielle pour limiter la pollution et les coûts de production. Le tableau II.4 illustre les types de déchets produits à chaque étape du traitement textile.

Tableau II.4 : Les déchets générés à chaque étape du traitement des textiles en coton (Holkar et al., 2016)

Processus	Émissions atmosphériques générées	Eaux usées générées	Déchets résiduels
Préparation des fibres	Peu ou pas d'émissions atmosphériques	Peu ou pas d'eaux usées	Déchets de fibres, emballages, déchets durs
Filature de fils	Peu ou pas d'émissions atmosphériques	Peu ou pas d'eaux usées	Déchets de fibres, fils et traitement
Encollage/Apprêt	Composés organiques volatils	DBO, DCO ; métaux, déchets de nettoyage, apprêts	Déchets de fils, emballages, amidon inutilisé
Tissage	Peu ou pas d'émissions atmosphériques	Peu ou pas d'eaux usées	Déchets de fils et chutes

Désencollage	Composés organiques volatils issus des éthers de glycol	DBO provenant des apprêts hydrosolubles, apprêts synthétiques, lubrifiants, biocides ; composés anti-statiques	Filtres, déchets de nettoyage et maintenance contenant des solvants
Lavage/Nettoyage	Composés organiques volatils issus des solvants et éthers	NaOH, détergents, graisses, huiles, pectine, cire, finitions de filage	Peu ou pas de déchets résiduels
Blanchiment	Peu ou pas d'émissions atmosphériques générées	Peroxyde d'hydrogène, silicate de sodium, pH élevé	Peu ou pas de déchets résiduels
Gazage (singeing)	Petites émissions gazeuses	Peu ou pas d'eaux usées	Aucun déchet résiduel
Mercerisation	Peu ou pas d'émissions atmosphériques	NaOH et pH élevé	Aucun déchet résiduel
Thermofixage	Volatilisation des finitions dans la fabrication de fibres synthétiques	Peu ou pas d'eaux usées générées	Peu ou pas de déchets résiduels
Teinture et impression	Composés organiques volatils	Métaux, sels, tensioactifs, toxines, auxiliaires, colorants, DBO, alcalinité	Peu ou pas de déchets résiduels générés
Finition	Composés organiques, contaminants chimiques et particules	DBO, DCO, solides en suspension, toxines, solvants usés	Chutes de tissu, parures et déchets d'emballage

II.7. Toxicité des colorants et impact sur l'environnement

La toxicité des colorants synthétiques est une problématique majeure dans les domaines environnemental et sanitaire. Ces colorants, tels que les azoïques, représentent une proportion significative des produits chimiques utilisés dans l'industrie textile. Leur persistance dans les effluents industriels et leur résistance aux méthodes de traitement conventionnelles exacerbent leur impact négatif sur l'environnement et la santé humaine. Les enjeux liés à leur biodégradation, leur bioaccumulation, et leurs effets toxiques nécessitent une attention accrue des chercheurs et des industriels.

II.7.1. Toxicité sur la santé humaine

Certains colorants synthétiques, comme les colorants réactifs anioniques et les aminés dérivés des colorants azoïques, ont des effets néfastes documentés. Les expositions prolongées, notamment chez les travailleurs de l'industrie textile, sont liées à une augmentation des risques de cancers urothéliaux et de tumeurs de la vessie (Singh et al., 2020). Ces colorants provoquent également des troubles respiratoires, des irritations cutanées, et des allergies graves, augmentant la prévalence de dermites professionnelles (Kolya & Kang, 2024).

II.7.2. Toxicité sur le milieu aquatique

Dans l'environnement aquatique, les colorants azoïques se distinguent par leur faible biodégradabilité et leur résistance aux traitements classiques, perturbant les réseaux trophiques et provoquant des déséquilibres dans les écosystèmes aquatiques (Goswami et al., 2024). Les rejets industriels contiennent souvent des colorants non dégradés qui diminuent l'oxygène dissous dans l'eau, entraînant une mortalité accrue chez les organismes aquatiques. Ces substances chimiques, visibles même à de faibles concentrations ($\leq 0,005$ ppm), favorisent également la bioaccumulation dans la chaîne alimentaire, avec des conséquences à long terme sur les écosystèmes et la santé humaine (Ratna & Padhi, 2012).

II.7.3. Enjeux et solutions

La gestion des effluents contenant des colorants nécessite une approche innovante. Parmi les solutions émergentes, on trouve la bioremédiation, qui exploite des microorganismes capables de dégrader les colorants, et les technologies électrochimiques pour réduire les impacts environnementaux. De plus, le développement de colorants biodégradables et l'adoption de processus industriels durables peuvent atténuer ces impacts (Lekhak, 2023).

II.8. Nomes et réglementations

La qualité de l'eau est un enjeu mondial majeur. L'organisation mondiale de la santé (OMS) estime que 80 % des maladies dans le monde sont liées à une eau contaminée, causant 400 millions de cas chroniques de gastro-entérites, 160 millions de cas de paludisme et 30 millions de cas d'onchocercose chaque année (Dairi et al., 2023). Face à ces défis, des réglementations strictes ont été instaurées, incitant les industries à traiter leurs effluents conformément à des normes rigoureuses pour protéger la santé publique et l'environnement (Benstaali et al., 2024).

L'industrie textile en Algérie constitue un secteur clé dans l'économie nationale, mais elle est également une source importante de pollution hydrique en raison de la nature complexe et difficilement dégradable des effluents textiles. Ces eaux usées contiennent souvent des

colorants synthétiques, des métaux lourds, et des produits chimiques toxiques qui peuvent gravement affecter l'environnement et la santé humaine. Pour limiter ces impacts, des normes et réglementations strictes ont été mises en place afin de garantir une gestion appropriée et durable de ces effluents.

II.8.1. Cadre législatif et réglementaire en Algérie

En Algérie, le cadre législatif et réglementaire relatif à la gestion des eaux usées industrielles, notamment celles issues des industries textiles, repose sur plusieurs décrets exécutifs et arrêtés. Le Décret exécutif n° 93-160 du 10 juillet 1993 (voir Annexe 1) établit les règles générales pour la gestion et le rejet des eaux industrielles dans les milieux naturels, imposant aux industriels de traiter leurs effluents afin de respecter des normes de qualité spécifiques (Dairi et al., 2023). Le Décret exécutif n° 06-141 du 19 avril 2006 (voir Annexe 2) met à jour ces exigences en incluant des paramètres précis pour les effluents contenant des substances dangereuses, comme les métaux lourds et les colorants (Benstaali et al., 2024).

II.8.2. Normes de qualité pour les eaux usées

En Algérie, les normes de qualité des eaux usées rejetées dans l'environnement ou destinées à être réutilisées sont définies par des textes officiels. Ces normes couvrent des paramètres tels que :

Les paramètres physico-chimiques: Les Normes Algériennes imposent des limites strictes sur les matières organiques (demande chimique en oxygène, DCO) et les matières solides en suspension (MES) pour réduire les impacts environnementaux (Moussaoui et al., 2023).

La gestion des colorants et métaux lourds : Les effluents textiles contiennent des colorants azoïques, du plomb et d'autres métaux toxiques. Ces polluants doivent être traités pour respecter les seuils fixés par la réglementation algérienne (Belhani et al., 2021).

Les standards de réutilisation agricole : Les eaux usées traitées destinées à l'irrigation agricole doivent répondre aux exigences définies par les décrets susmentionnés (N° 07-149 du 20 mai 2007), garantissant la sécurité des cultures et des consommateurs.

II.8.3. Défis et opportunités

Bien que le cadre réglementaire algérien soit robuste, plusieurs défis subsistent :

Conformité et application des normes : La mise en œuvre des réglementations reste inégale en raison d'un manque de contrôle et de sanctions appropriées. Par exemple, certaines petites unités textiles ne disposent pas de systèmes de traitement conformes (Dairi et al., 2023).

Technologies de traitement : Les stations d'épuration existantes utilisent souvent des technologies obsolètes incapables de traiter efficacement les colorants et les métaux lourds. De nouvelles techniques, telles que la bioremédiation et les traitements électrochimiques, représentent des solutions prometteuses (Moussaoui et al., 2023).

Intégration de l'économie circulaire: La réutilisation des eaux traitées dans les processus industriels ou agricoles pourrait réduire la pression sur les ressources en eau tout en minimisant les impacts environnementaux (Benstaali et al., 2024).

Le secteur textile en Algérie est confronté à des exigences croissantes en matière de gestion des effluents. Les réglementations en place constituent un cadre solide pour protéger l'environnement et la santé publique, mais leur mise en œuvre efficace nécessite des efforts supplémentaires. Investir dans des technologies modernes et renforcer les contrôles réglementaires pourraient grandement améliorer la gestion des eaux usées industrielles et promouvoir une gestion durable des ressources hydriques dans le pays.

II.9. Conclusion

Le secteur textile, bien qu'essentiel à l'économie et au développement industriel, est l'un des principaux contributeurs à la pollution environnementale, notamment à travers les effluents chargés de colorants synthétiques. Parmi ces colorants, les azoïques, réactifs et vat (cuve) sont largement utilisés, mais leurs propriétés chimiques les rendent difficiles à dégrader et hautement toxiques pour les écosystèmes. Les effets de ces substances incluent des perturbations des écosystèmes aquatiques, la bioaccumulation dans la chaîne alimentaire, et des risques sanitaires tels que des irritations, des allergies et des cancers.

Face à ces défis, l'Algérie a mis en place un cadre réglementaire rigoureux pour la gestion des eaux industrielles, notamment avec des décrets exécutifs qui fixent les normes de qualité et les conditions d'utilisation des eaux usées. Ces normes visent à limiter les rejets toxiques dans l'environnement et à promouvoir la réutilisation des eaux épurées, en particulier dans l'agriculture.

En conclusion, la combinaison de réglementations renforcées, de technologies de traitement innovantes et d'une sensibilisation accrue des acteurs industriels est cruciale pour atténuer les impacts négatifs des effluents textiles. L'amélioration des pratiques industrielles reste une priorité pour préserver les ressources hydriques et protéger la santé humaine et environnementale.

Chapitre III : La coagulation-floculation-adsorption et son application dans le traitement des eaux usées des industries textiles

III.1. Introduction

Les eaux usées textiles comptent parmi les effluents industriels les plus polluants, en raison de leur forte teneur en matières organiques, colorants synthétiques, métaux lourds et produits chimiques persistants. Ces contaminants, souvent résistants à la biodégradation, provoquent d'importantes perturbations dans les écosystèmes aquatiques, notamment en réduisant l'oxygène dissous et en présentant une toxicité élevée pour les organismes vivants. L'impact environnemental et sanitaire de ces rejets fait du traitement des eaux usées textiles un enjeu crucial pour les industries et les autorités réglementaires.

Parmi les nombreuses technologies disponibles, les méthodes physico-chimiques, telles que la coagulation-floculation et l'adsorption, se distinguent par leur efficacité à éliminer les colorants et les polluants organiques complexes. La coagulation-floculation agit par l'ajout de coagulants qui neutralisent les charges des particules en suspension, favorisant leur agglomération et leur séparation. L'adsorption, quant à elle, repose sur l'utilisation de matériaux spécifiques, comme le charbon actif ou des alternatives durables à base de biomatériaux, capables de capturer et d'immobiliser les contaminants.

Ces approches, souvent intégrées à des procédés combinés, visent à atteindre des standards de qualité conformes aux exigences environnementales. Ce chapitre examine en détail les mécanismes sous-jacents, l'efficacité et les opportunités d'amélioration de ces techniques, avec un focus particulier sur leur application au traitement des effluents textiles.

III.2. La coagulation-floculation

Le terme colloïde a été introduit par Thomas Graham en 1861, tiré des mots grecs (kolla), signifiant colle, forme ou aspect (Everett, 1989; Graham, 1861). Lorsqu'une argile comme la montmorillonite est dispersée dans l'eau, ses ions échangeables s'hydratent et se dissocient à une certaine distance de la surface des particules. Ce phénomène conduit à la formation d'une double couche électrique, créant ainsi une micelle colloïdale (Theng, 1982). Les contre-ions associés à la montmorillonite peuvent être remplacés par des ions provenant de la solution aqueuse environnante, une réaction influencée par des paramètres comme la valence, le degré d'hydratation et le rayon ionique des ions échangés (Sparks, 2003).

Les facteurs influençant la coagulation-floculation comprennent la température, la force ionique, le pH, la concentration des matières organiques et les caractéristiques des particules en suspension (Gregory, 2005). Après la coagulation, la floculation facilite la croissance des floccs grâce à des forces de Van der Waals et des interactions hydrodynamiques. Ce procédé est

particulièrement efficace pour les effluents industriels contenant des colloïdes persistants, en raison de sa capacité à cibler sélectivement les particules colloïdales (Bolto & Gregory, 2007).

III.2.1. La coagulation

La coagulation-floculation est un procédé physico-chimique clé dans le traitement des eaux usées et de l'eau potable. Elle cible les particules colloïdales en suspension, généralement de taille comprise entre 5 et 200 nm. Ce processus repose sur la neutralisation des charges électriques des colloïdes (figure III.1) grâce à l'ajout de produits appelés coagulants. Ces produits de nature cationique favorisent l'agrégation des particules colloïdales, permettant ainsi leur élimination sous forme de flocs (Edzwald & American Water Works Association, 2012), (Duan & Gregory, 2003).

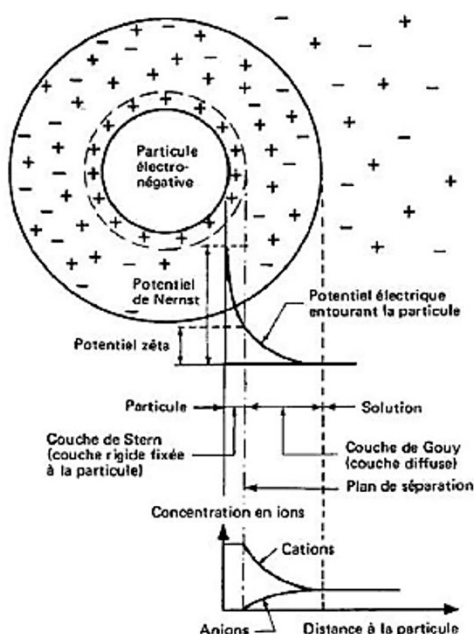


Figure III.1 : Particule colloïdale et double couches

Comme indiqué sur la figure III.1, les particules colloïdales possèdent une charge électrique, généralement négative. Ces particules vont se repousser et n'auront pas tendance à former des agrégats plus gros et donc plus facile à éliminer. Par conséquent, un arrangement ionique spécifique se forme à proximité de la surface des particules colloïdales. La théorie de la double couche décrit cet environnement ionique. Les ions positifs dans l'eau neutralisent la charge à la surface de la particule, créant une couche attachée (couche de Stern). Cette couche suit le mouvement de la particule et attire des ions négatifs, qui sont à leur tour accompagnés d'une petite quantité de cations répartis de manière inégale à la surface, créant ainsi la couche diffuse (Couche de Gouy). Cette couche ne se déplace pas avec la particule d'où l'inégalité dans

la densité et la distribution des ions qui la composent. La frontière délimitant la couche fixe de celle diffuse est connue sous le nom de plan de cisaillement ou plan de STERN, dont la position varie selon la distance à la surface du colloïde. Le potentiel à la surface de la couche de Nernst, qui varie entre 50 et 100 mV, est désigné sous le nom de potentiel zêta. C'est ce potentiel qui détermine le comportement électrocinétique des particules colloïdales (Duan & Gregory, 2003).

L'importance du potentiel Zêta réside dans le fait qu'il détermine le comportement électrocinétique des particules et, par extension, leur stabilité dans la solution. Lors de l'application d'un champ électrique, les particules dont le potentiel Zeta est négatif se dirigent vers l'électrode positive.

Le potentiel Zêta est défini par l'équation :

$$Z = \frac{4 \times \pi \times \mu \times U}{D} \quad (\text{III. 1})$$

Avec : Z : potentiel zêta (mV) ; μ : Viscosité dynamique du liquide ($\text{kg.m}^{-1}.\text{s}^{-1}$) ; U : mobilité de la particule (m.s^{-1}) ; D : Constante diélectrique du milieu.

La force ionique de l'eau a un impact sur le potentiel électrostatique.

$$I = \frac{\sum C \times Z_i^2}{2} \quad (\text{III. 2})$$

Avec I : Force ionique, C_i : Concentration de l'ion i (mol/l), Z_i : Valence de l'ion i

Par conséquent, l'ajout d'un coagulant augmente la force ionique de l'environnement et entraîne :

- La contraction de la double couche ;
- L'affaiblissement des forces de répulsion qui peuvent être surmontées par les forces de Van der Waals.

L'objectif de la coagulation consiste à éliminer complètement le potentiel zêta. Ceci favorise la déstabilisation des particules et leur regroupement. Plus la charge du cation est importante, meilleure sera la coagulation. Quatre mécanismes ont été rapportés pour expliquer la déstabilisation des particules et leur agglomération :

- Compression de la double couche ;
- Adsorption et neutralisation des charges ;
- Emprisonnement des particules dans un précipité ;
- Adsorption et pontage entre les particules.

III.2.2.Coagulants existants dans le traitement des eaux usées du textile

Les principaux coagulants utilisés pour déstabiliser les particules et produire des floccs sont :

- Le 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 $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$
- Le sulfate ferrique $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$
- Le sulfate ferreux $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$.
- Le sulfate de cuivre

Ces sels réagissent avec l'alcalinité de l'eau et produisent des hydroxydes : $\text{Al}(\text{OH})_3$ ou $\text{Fe}(\text{OH})_3$ insolubles et formant un précipité.



L'efficacité de ces coagulants est directement liée à la valence des cations utilisés.

A cause de leur efficacité remarquable dans la précipitation des colorants, l'utilisation des coagulants tels que le sulfate d'aluminium ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$) et le chlorure ferrique (FeCl_3), a été largement documentée dans la littérature. Les coagulants à base d'aluminium sont reconnus pour leur capacité à réduire la turbidité et à éliminer les colorations des effluents, comme l'a montré Stumm et Morgan (Stumm & Morgan, 1996) dans leur ouvrage *Aquatic Chemistry*. En parallèle, le chlorure ferrique est souvent privilégié pour son aptitude à éliminer les composés organiques complexes et les métaux lourds, particulièrement dans les effluents industriels et textiles (Matilainen et al., 2010). Une étude réalisée par Sakhi et al. (Sakhi et al., 2020) a montré que l'utilisation du chlorure ferrique dans le traitement des eaux usées textiles peut réduire de plus de 90% la demande chimique en oxygène (DCO) et la turbidité. Néanmoins, il est rapporté que ces agents peuvent entraîner des impacts environnementaux négatifs, notamment la production de grandes quantités de boues et la persistance de résidus métalliques dans les effluents traités (Bouyakoub et al., 2010).

Pour pallier ces inconvénients, des recherches récentes se concentrent sur l'utilisation de coagulants organiques naturels, tels que le chitosane, l'amidon de riz ou les extraits de *Moringa Oleifera*, qui sont biodégradables et génèrent moins de boues (Teh et al., 2014). L'ajout de polymères organiques tels que le chitosane, un biopolymère naturel, peut significativement améliorer l'efficacité de la coagulation en augmentant la taille et la densité

des floccs, facilitant leur sédimentation (Lichtfouse et al., 2019). En complément, les coagulants hybrides, combinant des polymères organiques avec des sels métalliques, offrent une solution prometteuse pour améliorer l'efficacité de la coagulation tout en réduisant la consommation de produits chimiques (Zidane et al., 2012). Ces agents permettent d'améliorer significativement le traitement des eaux usées textiles, notamment dans l'élimination des colorants réactifs et des charges organiques élevées, tout en répondant aux normes environnementales croissantes (Abouzaid et al., 2005). Ces avancées sont souvent combinées à des technologies complémentaires telles que l'ozonation ou la nanofiltration, qui, selon Zhang et al. (Zhang et al., 2021) permettent d'atteindre des performances optimales dans le traitement des effluents complexes. Les approches intégrées alliant coagulants traditionnels, polymères avancés et technologies modernes offrent des perspectives prometteuses pour améliorer la qualité du traitement des eaux usées, répondant aux exigences environnementales croissantes.

III.2.3. Choix du coagulant

La sélection d'un coagulant adapté dépend des caractéristiques spécifiques des eaux usées, telles que la turbidité, la concentration en matière organique, le pH et la teneur en métaux lourds. Les coagulants chimiques traditionnels sont largement utilisés en raison de leur efficacité dans diverses conditions, bien qu'ils soient associés à une production importante de boues résiduelles et à des risques environnementaux liés à l'accumulation de métaux. Pour surmonter ces inconvénients, les coagulants naturels se démarquent par leur biodégradabilité et leur capacité à réduire la formation de boues, constituant ainsi une solution plus respectueuse de l'environnement. De plus, les coagulants hybrides, qui associent sels métalliques et polymères organiques, offrent une alternative innovante en alliant une efficacité renforcée à une diminution de l'utilisation de produits chimiques, particulièrement pertinente pour les effluents industriels complexes.

Enfin, des paramètres tels que le coût, la disponibilité locale, la compatibilité avec d'autres processus de traitement et les objectifs de durabilité sont des éléments essentiels pour déterminer le coagulant le plus adapté à chaque application.

III.2.4. La floculation

La floculation, étape essentielle suivant la coagulation dans le traitement des eaux textiles usées, joue un rôle déterminant dans l'élimination des particules en suspension (liaison et formation de floccs). Ce processus repose sur l'ajout de polymères organiques ou inorganiques, tels que le polyacrylamide, ainsi que sur des biopolymères d'origine naturelle comme les extraits de graines de *Moringa oleifera*, reconnus pour leur efficacité dans la

formation de floccs plus grands et facilement décantables (Padhiyar et al., 2020). Les recherches récentes mettent en lumière l'efficacité des biomatériaux, notamment les extraits de figues de Barbarie, qui permettent non seulement d'améliorer la qualité des floccs, mais également de limiter les impacts environnementaux en réduisant significativement la production de boues résiduelles (Ben Rebah & Siddeeg, 2017).

Ces approches permettent une diminution notable de la demande chimique en oxygène (DCO), atteignant jusqu'à 87%, tout en éliminant efficacement les solides en suspension et les colorants hydrosolubles persistants des effluents textiles (Verma et al., 2012). Par ailleurs, la floculation est prisée pour sa simplicité de mise en œuvre, ses coûts opérationnels modérés, et sa capacité à traiter de grands volumes d'effluents, ce qui en fait une méthode particulièrement adaptée aux installations industrielles. Cependant, elle présente certaines limites, notamment la gestion des boues secondaires produites, qui nécessitent un traitement complémentaire. De plus, cette méthode montre une efficacité réduite face à certains polluants non solubles, tels que les hydrocarbures ou les composés organiques réfractaires (Moussa et al., 2017).

Pour pallier ces lacunes, l'intégration de techniques complémentaires comme les procédés d'oxydation avancée ou l'électro-flottation est souvent préconisée, permettant ainsi d'optimiser les performances globales du traitement (Saravanan et al., 2022). Ces efforts s'inscrivent dans une démarche visant à promouvoir des solutions plus durables et respectueuses de l'environnement dans la gestion des eaux textiles usées.

III.2.5. La floculation et son application dans le traitement des eaux usées du textile

-Définition et mécanisme

La floculation est une étape essentielle dans le traitement des eaux usées textiles, où les particules colloïdales et les colorants sont agglomérés pour former des floccs plus gros et plus faciles à éliminer par décantation ou filtration. Ce processus repose sur l'ajout de flocculants, qui forment des ponts entre les particules et les molécules colorantes, favorisant ainsi leur agglomération.

- Différents flocculants utilisés

- **a) Flocculants naturels**

Les polymères naturels comme le chitosane, extrait de la chitine, sont largement utilisés pour leur biodégradabilité et leur faible toxicité (Badawi et al., 2023). Les flocculants à base d'amidon et de gomme naturelle greffée présentent une efficacité prometteuse dans la réduction des colorants (Wu et al., 2017). Ces agents polymériques, naturels ou synthétiques, augmentent la taille et la densité des floccs, permettant une séparation plus rapide et plus efficace des solides.

- **b) Flocculants synthétiques**

Le polyacrylamide et ses dérivés, souvent utilisés dans des combinaisons cationiques ou anioniques, sont reconnus pour leur haute performance dans la formation de floccs denses (Lee et al., 2014). Les copolymères hybrides incorporant des charges minérales ou biologiques améliorent la stabilité des floccs dans des effluents complexes (Gupta et al., 2016).

- **c) Flocculants hybrides**

Les flocculants combinant des polymères naturels et synthétiques, ou intégrant des nanoparticules, augmentent l'efficacité pour les eaux usées contenant des colorants et des métaux lourds (Zaharia et al., 2024).

Une combinaison de chitosane et de polyacrylamide anionique a permis une réduction de 92 % des colorants azoïques dans des essais en laboratoire (El-Gaayda et al., 2021), tandis que l'utilisation d'amidons modifiés a démontré une efficacité accrue pour capter la DCO dans les eaux usées (Vasiljević et al., 2023). Des polymères modifiés à base d'amidon ou des copolymères greffés augmentent la capacité à piéger les polluants complexes présents dans les effluents textiles (Shende & Chidambaram, 2024). L'intégration de flocculants biologiques dans des systèmes hybrides est également a été également étudiée pour minimiser l'impact environnemental (Jiang et al., 2021).

III.2.6. Paramètres influençant la coagulation-floculation

- **Température**

La température influence significativement les réactions chimiques de coagulation et de floculation. À basse température ($< 7^{\circ}\text{C}$), la solubilité des coagulants diminue et la viscosité de l'eau augmente, ralentissant la formation des floccs et leur décantation. L'équation d'Arrhenius décrit bien la relation entre la température et la cinétique des réactions, où une diminution de température réduit la constante de vitesse K et donc l'efficacité globale du traitement (Wang et al., 2021). Pour les eaux usées textiles, des adaptations à haute température peuvent améliorer les performances, comme l'utilisation de coagulants hybrides à base de sels métalliques et de polymères organique (Sher et al., 2013).

- **pH**

Le pH optimal dépend du type de coagulant utilisé. Les sels de fer (FeCl_3) fonctionnent mieux entre un pH de 4 à 6, tandis que les sels d'aluminium ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$) sont efficaces dans une plage de 5 à 7. Des pH inadéquats réduisent la capacité de déstabilisation des particules colloïdales, affectant l'élimination des polluants (Islam & Mostafa, 2020).

- **Type de coagulant**

Le choix du coagulant est basé sur la composition des eaux usées. Les sels d'aluminium sont privilégiés pour la décoloration, tandis que les sels de fer sont plus efficaces pour éliminer les matières organiques. Des études récentes intègrent des biocoagulants, tels que *Moringa oleifera*, qui offrent une alternative écologique (Padhiyar et al., 2020).

- **Temps et vitesse de mélange**

La coagulation nécessite un mélange rapide (~300 tr/min) pendant 1-2 minutes, tandis que la floculation requiert un mélange lent (30-40 tr/min) sur 20-30 minutes pour former des floes suffisamment denses pour la sédimentation. Ces conditions permettent de maximiser la croissance des floes tout en minimisant leur rupture (Favero et al., 2020).

- **Sels dissous**

Les sels dissous influencent la charge des particules et la stabilité des floes. Une concentration élevée en sels réduit la répulsion électrostatique entre les particules, favorisant une coagulation plus rapide, mais peut également interférer avec le pH optimal. Par exemple, dans les effluents textiles salins, des floculants spécifiques comme des polyelectrolytes répondant aux sels sont nécessaires pour maintenir l'efficacité (Wang et al., 2021).

Ces paramètres doivent être rigoureusement optimisés pour chaque configuration spécifique afin d'assurer des performances maximales dans le traitement des eaux usées textiles.

III.2.7. Mise en œuvre de la coagulation-floculation

La mise en œuvre du processus de coagulation-floculation pour le traitement des eaux usées textiles implique une combinaison de phases de mélange rapide et lent, nécessaires pour optimiser la séparation des polluants.

Mélange rapide : Cette phase assure une dispersion uniforme des coagulants, tels que les sels de fer ou d'aluminium, dans le volume d'eau. Typiquement, une vitesse de mélange élevée (environ 200 tours/min) est appliquée pendant une durée de 1 à 3 minutes (Abujazar et al., 2022).

Mélange lent : Après l'ajout des coagulants, un mélange lent (30 à 60 tours/min) sur une durée prolongée de 10 à 30 minutes est requis. Cette phase favorise la formation de floes de taille optimale sans les briser (Sadri Moghaddam et al., 2010).

Une étude récente sur le traitement des effluents textiles a démontré qu'une combinaison de mélange rapide à 200 tours/min, suivie d'un mélange lent à 30 tours/min, pouvait réduire jusqu'à 80 % la couleur et la turbidité dans des eaux fortement contaminées, mettant en évidence l'efficacité des procédés physiques dans le traitement initial (Jagaba et al., 2023). De plus,

l'intégration de coagulants hybrides composés de chitosane et de polymères inorganiques a significativement amélioré l'élimination de la demande chimique en oxygène (DCO) et des colorants, soulignant le potentiel des polymères naturels dans le renforcement des procédés de coagulation-floculation (Daud et al., 2023).

L'importance des paramètres tels que le pH et la durée de sédimentation est cruciale dans les processus de coagulation-floculation. En effet, les plages de pH optimales, comprises entre 5 et 7 pour les coagulants à base d'aluminium, jouent un rôle déterminant dans la stabilité des floes formés, comme l'ont montré les travaux de Grenda et al. (Grenda et al. , 2020). Par ailleurs, une durée de sédimentation adéquate est essentielle : après une phase de mélange lent, un temps de repos pouvant aller jusqu'à 30 minutes est nécessaire pour assurer une décantation efficace des floes, selon Abujazar et al. (Abujazar et al., 2022).

Il est à indiquer que les combinaisons coagulation-floculation avec des membranes ou l'oxydation avancée permet d'améliorer l'efficacité du processus de décoloration de l'eau (De Sousa Silva et al., 2023).

III.3.L'adsorption

III.3.1.Définition

L'adsorption est un processus physico-chimique où une substance chimique (adsorbat) se fixe sur la surface ou à l'intérieur des pores d'un solide (adsorbant). Ce processus repose sur des interactions physiques (forces de Van der Waals) ou chimiques (liaisons covalentes ou ioniques). Les matériaux utilisés comme adsorbants, tels que les charbons actifs ou les nanoparticules, se distinguent par leur grande surface spécifique et leur porosité, favorisant l'élimination des polluants textiles comme les colorants et les métaux lourds (Flores Alarcón et al., 2022).

III.3.2.Matériaux adsorbants

- **Charbon actif :**

Le charbon actif est très efficace pour l'adsorption des colorants synthétiques grâce à sa grande surface spécifique. Une étude a démontré qu'un charbon actif dérivé de coques de palmier a pu éliminer jusqu'à 94% du méthylène bleu, démontrant une haute efficacité dans le traitement des eaux usées textiles (Xiang & Ghazi, 2019).

- **Matériaux naturels :**

La bentonite modifiée a montré une capacité accrue pour l'adsorption des colorants, atteignant des taux de réduction des colorants de 89,9% dans des conditions optimales (Jamil et al., 2023). De plus, Des biomasses telles que les coques d'orange ou les fibres de Juncus

effusés modifiés au chitosane ont démontré des capacités d'adsorption élevées pour des colorants anioniques, atteignant des taux de 95 % dans certains cas (Xia et al., 2020).

- **Nanomatériaux :**

Les nanoparticules, comme celles à base de graphène et d'oxydes métalliques (MgO, Fe₃O₄), se distinguent par leur haute capacité d'adsorption pour les polluants spécifiques, offrant des solutions avancées pour les effluents industriels. Par exemple, les nanoparticules de MgO ont montré une élimination de 98 % des colorants azoïques dans les eaux usées textiles (Borad, 2021).

III.3.3. Les matériaux biosorbants

Les biosorbants, principalement dérivés de déchets agricoles et industriels, jouent un rôle crucial dans le traitement des eaux usées textiles grâce à leurs capacités intrinsèques d'adsorption. Les récentes études approfondissent leurs performances et mettent en lumière des stratégies pour améliorer leur potentiel.

- **III.3.3.1. Catégories et types de biosorbants**

Les biosorbants sont généralement classés en deux grandes catégories : ceux d'origine aquatique, comme les algues et les biomasses microbiennes (levures, champignons), et ceux issus du secteur agro-industriel, comprenant des résidus végétaux comme l'écorce, les fibres, et la bagasse de canne à sucre. Leur efficacité repose sur la présence de polymères tels que la cellulose, la lignine, la chitine et le chitosane. Ces polymères sont riches en groupements fonctionnels (hydroxyles, amines, carboxyles) qui interagissent avec les polluants.

- **III.3.3.2. Propriétés et rôles des polymères dans l'adsorption**

- **Cellulose** : Principal composant des plantes, la cellulose est l'un des biopolymères les plus abondants sur Terre, représentant plus de 50% de la biomasse. Son utilisation comme biosorbant a été étudiée dans des composites tels que les hydrogels de cellulose-chitosane, qui montrent des capacités d'adsorption efficaces pour les colorants comme le bleu de méthylène et le violet cristallin (Poornachandhra et al., 2023).

- **Lignine** : Ce biopolymère, présent en abondance dans les plantes, joue un rôle central dans les mécanismes d'adsorption grâce à ses groupements fonctionnels hydroxyles et méthoxyles. Une étude récente a démontré que la lignine extraite de résidus agricoles peut éliminer efficacement les colorants réactifs des eaux usées textiles en s'ajustant au modèle d'isotherme de Langmuir, témoignant d'une adsorption monocouche sur une surface homogène (Jamil et al., 2023).

- **Biomasses lignocellulosiques:** Ces biomasses, comprenant cellulose, hémicellulose et lignine, sont efficaces pour éliminer les colorants textiles. Leur modification chimique (par exemple, l'alkalisation) améliore leurs capacités d'adsorption (Yadav et al., 2024).

- **Chitine et chitosane:** La chitine, issue des exosquelettes d'arthropodes et des parois cellulaires fongiques, possède des groupements fonctionnels aminés qui favorisent l'adsorption. Toutefois, son dérivé, le chitosane, est préféré pour son efficacité accrue due à ses groupements aminés libres. Des recherches ont montré que le chitosane modifié présente une capacité d'adsorption significative pour divers colorants textiles, s'ajustant principalement aux isothermes de Freundlich, indiquant une adsorption sur des surfaces hétérogènes (Poornachandhra et al., 2023).

- **III.3.3.3. Efficacité des biosorbants issus de plantes et de biomasse naturelle**

Les racines de jacinthe d'eau (*Eichhornia crassipes*) ont démontré une capacité maximale d'adsorption de 43,28 mg/g pour les colorants textiles, avec une efficacité de 95 % après 110 minutes. Le modèle de Langmuir a bien décrit le processus d'adsorption (Rigueto et al., 2020).

Les pelures de banane transformées ont montré une élimination de 91% des pesticides et 66% de méthylène bleu, avec des mécanismes d'adsorption chimique et physique (Farias et al., 2023).

-Utilisation des algues comme biosorbants

Les algues rouges, notamment *Euchema spinosum*, ont éliminé jusqu'à 93,71% des colorants textiles en 48 heures grâce à des mécanismes physico-chimiques efficaces (Mokhtar et al., 2020). Les biosorbants dérivés de macro-algues peuvent éliminer une variété de polluants (métaux lourds, colorants, phosphates) grâce à leur éco-compatibilité et leurs faibles coûts (Akbar & Khairunnisa, 2024).

-Biosorbants industriels et agricoles

La modification chimique des coques de noix a significativement augmenté leur efficacité d'adsorption de 80 %, optimisée par une activation alcaline (Halysh et al., 2021).

Les résidus d'orange ont été utilisés pour éliminer 74% des colorants textiles dans des conditions optimales, offrant une alternative durable aux traitements traditionnels (Kalengyo et al., 2024).

-Biosorption et traitement des métaux lourds

Les déchets de soja fonctionnalisés ont montré une capacité améliorée de biosorption pour des métaux lourds tels que Pb, Cu et Ni, avec une augmentation de l'efficacité allant jusqu'à 96 % (Bulgariu & Bulgariu, 2018).

-Optimisation des biosorbants microbiens

Aspergillus Niger, un champignon utilisé comme biosorbant, a démontré une efficacité de 98 % pour les colorants acides dans les eaux usées textiles (Li et al., 2019).

Les biofilms et les nanomatériaux augmentent l'efficacité des biosorbants microbiens pour des conditions industrielles (Tripathi et al., 2023).

III.3.4.Critères de sélection des adsorbants

Les critères de sélection des adsorbants pour les eaux usées textiles se basent sur divers facteurs tels que l'efficacité d'adsorption, les propriétés physiques et chimiques des adsorbants, leur coût, leur durabilité, et leur impact environnemental :

- Capacité d'adsorption élevée

Les adsorbants à base de carbone, tels que le charbon actif, les nanotubes de carbone et les oxydes de graphène, offrent une efficacité élevée pour éliminer les colorants des eaux textiles usées. L'étude d'Azari et al. (2022) a démontré que le charbon actif en poudre est le plus efficace avec une capacité d'adsorption maximale de 127,43 mg/g.

- Eco-compatibilité et durabilité

Les bio-adsorbants issus de déchets agricoles, tels que la poudre de graines d'orange ou les fibres de coton, présentent des avantages environnementaux significatifs. Ils sont durables et permettent de valoriser des déchets souvent inexploités (Flores Alarcón et al., 2022; Vukčević et al., 2023).

- Propriétés physiques et chimiques optimales

Des matériaux comme les hydrogels polyampholytes fonctionnalisés avec des groupes carboxyles et amines permettent une adsorption simultanée des colorants cationiques et anioniques, ainsi que des ions métalliques. Ils sont également recyclables pour des cycles d'utilisation multiples (Yan & Li, 2021).

- Prix et disponibilité

Les adsorbants à base de bentonite, de dolomite ou d'autres minéraux locaux offrent une solution économique pour l'élimination des polluants des eaux usées textiles (Hasanov, 2022).

- **Compatibilité avec des procédés hybrides**

L'intégration des adsorbants dans des systèmes hybrides, incluant la coagulation/floculation et la filtration, améliore considérablement l'efficacité globale du traitement, atteignant des taux d'élimination de plus de 97% pour la DCO, les matières solides et les colorants (Badawi & Zaher, 2021).

III.3.5. Physisorption et chimisorption

a. Physisorption

La physisorption repose sur des interactions de faible énergie, telles que les forces de Van der Waals. Ce mécanisme est réversible et favorisé à basse température, avec des énergies d'adsorption typiques de 20 à 40 kJ/mol. Les matériaux comme les feuilles de thé vert usagées présentent un fort potentiel pour la décoloration des eaux usées textiles par physisorption grâce à leur grande surface spécifique et leurs groupes fonctionnels variés (Weng et al., 2013).

b. Chimisorption

La chimisorption implique des liaisons chimiques fortes entre l'adsorbat et l'adsorbant, avec des énergies allant de 80 à 400 kJ/mol. Ce processus est essentiel pour éliminer les polluants tenaces. Par exemple, des nanocomposites à base de biochar et d'oxyde de fer (BC-ZrFe₂O₅) ont démontré des mécanismes dominants de chimisorption pour éliminer les colorants tartrazines des eaux usées textiles (Perveen et al., 2022).

Les biochars issus de déchets ligneux combinent la physisorption pour la capture initiale et la chimisorption pour la fixation durable des colorants, offrant une solution efficace pour le traitement des effluents textiles (Wathukarage et al., 2019). De leur côté, les nanocomposites à base de graphène magnétique (GO-Fe₃O₄) démontrent une performance élevée pour la capture de colorants comme le Crystal Violet, en intégrant également physisorption et chimisorption pour une élimination durable (Rahman et al., 2024). Par ailleurs, les techniques avancées, telles que l'utilisation de nanocomposites hybrides à base de TiO₂/ZnO et d'argile, optimisent la combinaison de ces processus pour éliminer efficacement les polluants textiles réfractaires (Jamil, 2024). En résumé, l'intégration de la physisorption et de la chimisorption dans des matériaux innovants tels que les nanocomposites et les biochars renforce l'efficacité et la durabilité des procédés de traitement des eaux usées textiles.

III.3.6.Aspects du processus de l'adsorption

1. Thermodynamique

La thermodynamique de l'adsorption est essentielle pour comprendre les interactions entre l'adsorbant et l'adsorbat, permettant de déterminer la faisabilité et la nature du processus. Les paramètres thermodynamiques clés incluent :

- **L'enthalpie (ΔH)** : Une valeur négative de l'enthalpie indique un processus exothermique, typique dans l'adsorption physique. Par exemple, des études ont montré que l'adsorption des colorants réactifs sur des cendres de fond était un processus exothermique, favorisé à basse température, avec des valeurs de ΔH négatives confirmant une adsorption physique dominante (Đorđević et al., 2013).
- **L'entropie (ΔS)** : Un gain d'entropie (ΔS positif) reflète une augmentation du désordre à l'interface solide-liquide. Par exemple, l'utilisation de pouzzolane modifiée pour l'adsorption de colorants textiles a révélé une augmentation du désordre moléculaire, favorisant l'adsorption (Ramesh et al., 2005).
- **L'énergie libre de Gibbs (ΔG)** : Un ΔG négatif confirme la spontanéité de l'adsorption. Par exemple, des études sur l'adsorption des colorants réactifs par des nanotubes de carbone multi-parois ont montré des valeurs négatives de ΔG , indiquant un processus spontané dans toutes les conditions de température étudiées (Baghapour et al., 2013).

III.3.7. Isothermes d'adsorption

Les isothermes d'adsorption sont des courbes qui décrivent la relation entre la quantité d'un adsorbat retenu à la surface d'un adsorbant et sa concentration en solution à l'équilibre. Ces modèles permettent d'analyser les interactions entre les molécules adsorbées et les surfaces des adsorbants (caractériser le mécanisme d'adsorption) et d'optimiser le processus de traitement des eaux usées. Ces isothermes sont classées en quatre principales classes (figure III.2): L (Langmuir), S (Sigmoïde), H (Haute affinité) et C (partition constante).

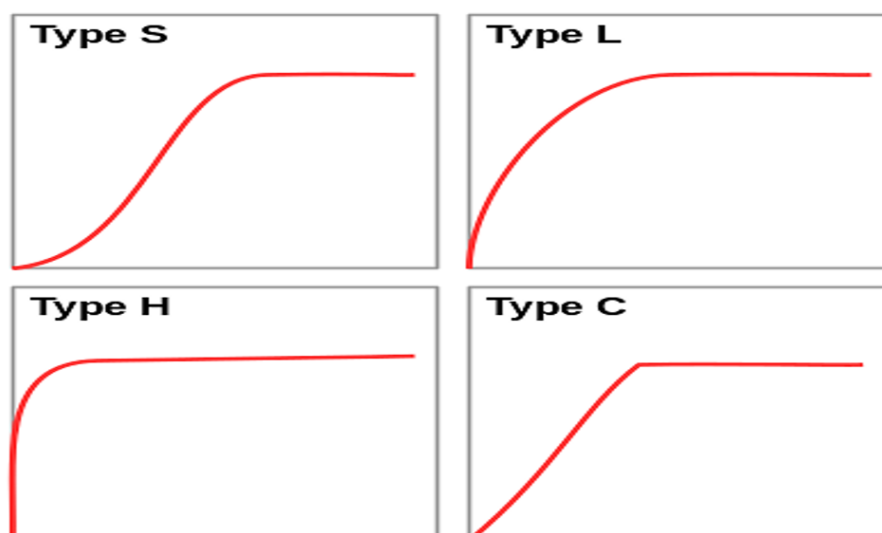


Figure III.2 : Les différentes formes d'isothermes d'adsorption

Classe L (Langmuir)

Cette classe indique une adsorption en monocouche où les sites disponibles diminuent progressivement avec l'augmentation de la concentration de l'adsorbat. Une étude utilisant de la pouzzolane marocaine pour éliminer le bleu de méthylène (Titchou et al., 2020) a montré que l'isotherme de Langmuir décrit le mieux le processus avec une capacité maximale d'adsorption de 43,86 mg/g. Cela illustre l'adéquation de ce modèle pour des interactions adsorbant-adsorbat spécifiques. Des nanoparticules de zinc (ZnO-NP) ont également suivi l'isotherme de Langmuir lors de l'élimination de colorants synthétiques, démontrant leur pertinence dans des conditions variées (Al-Arjan, 2022).

Classe S (sigmoïde)

Ce modèle reflète une adsorption coopérative, où les premières molécules adsorbées favorisent celles qui suivent. Les billes hydrogel de nanocellulose-chitosane ont montré un comportement sigmoïde lors de l'adsorption de colorants. L'ajustement aux données expérimentales révèle l'importance des interactions moléculaires supplémentaires dans ces systèmes (Poornachandhra et al., 2023).

Classe H (haute affinité)

Elle représente une adsorption forte initiale, typique des systèmes avec des affinités chimiques importantes entre l'adsorbant et l'adsorbat. Les composites à base de bentonite modifiée ont montré une forte affinité pour les colorants anioniques, correspondant au modèle de Langmuir. Cela confirme leur efficacité dans des environnements où l'interaction chimique est prédominante (Jamil et al., 2023).

Classe C (partition constante)

Ce modèle est caractéristique des systèmes où un équilibre linéaire entre les phases solide et liquide est observé. L'utilisation de zéolites modifiées a révélé une adsorption linéaire constante pour les colorants réactifs, s'ajustant au modèle de partition constante, avec une efficacité de 90% sous conditions optimales (Hammood et al., 2021). Ces isothermes fournissent des informations essentielles pour optimiser les processus d'adsorption dans le traitement des eaux usées textiles. Une compréhension approfondie des mécanismes associés à chaque classe d'isotherme permet d'adapter les matériaux aux besoins spécifiques du traitement, augmentant ainsi leur efficacité tout en minimisant les coûts.

III.3.8.Modélisation des isothermes d'adsorption

La modélisation des isothermes d'adsorption joue un rôle fondamental en fournissant des informations précises et détaillées sur les propriétés et les performances des biosorbants. Elle a permis de prédire avec exactitude la capacité maximale d'adsorption des matériaux étudiés, ce qui constitue une étape clé pour leur évaluation en tant que solutions potentielles pour le traitement des contaminants. Par ailleurs, cette approche a permis d'évaluer l'affinité entre les biosorbants et les colorants synthétiques, mettant en lumière la nature des interactions chimiques et physiques responsables de l'adsorption, telles que les interactions électrostatiques ou les liaisons hydrogène.

a) Modèle de Langmuir

Le modèle de Langmuir assume une adsorption homogène où chaque molécule d'adsorbat forme une monocouche sans interaction entre les molécules. Le modèle de Langmuir (Langmuir, 1918) suppose que l'adsorption se produit en monocouche sur une surface homogène, où tous les sites d'adsorption ont la même énergie et sont indépendants les uns des autres. Ce modèle suppose qu'une fois un site est occupé, aucune adsorption supplémentaire n'est possible sur ce site (chaque molécule d'adsorbat forme une monocouche sans interaction entre les molécules). L'équation de Langmuir s'exprime par la formule suivante :

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{K_L \cdot q_m} + \frac{C_e}{q_m} \quad (\text{III.3})$$

Qui se linéarise sous la forme suivante :

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{C_e}{q_{max}} + \frac{1}{K_L \times q_{max}} \quad (\text{III.4})$$

Où : q_e : Quantité adsorbée par unité de masse d'adsorbant (mg/g).

q_{max} : Capacité maximale d'adsorption en monocouche (mg/g).

C_e : Concentration du soluté à l'équilibre (mg/L).

K_L : Constante de Langmuir (L/mg) liée à l'affinité entre l'adsorbant et l'adsorbat.

b) Modèle de Freundlich

Le modèle de Freundlich (Freundlich, 1926) est un modèle empirique qui décrit l'adsorption sur des surfaces hétérogènes, avec des sites d'énergie d'adsorption variable. Ce modèle empêche l'hypothèse de monocouche, offrant une approche plus flexible pour des surfaces hétérogènes. Il est particulièrement adapté pour les matériaux poreux et les systèmes où les interactions adsorbant-adsorbat ne sont pas uniformes. L'équation de Freundlich s'écrit :

$$q_e = K_F \cdot C_e^n \quad (\text{III.5})$$

Cette loi est souvent plus utile sous sa forme logarithmique et s'exprime par l'équation suivante :

$$\ln q_e = \ln K_F + n \cdot \ln C_e \quad (\text{III.6})$$

Avec : K_F et n : constantes du modèle dépendant du système adsorbat-adsorbant et de la température. Une valeur de $0 < \frac{1}{n} < 1$ indique une adsorption favorable. Cette équation est une droite d'abscisse dans le système de coordonnées $\ln C_e = f(\ln q_e)$. La pente n et l'ordonnée à l'origine ($\ln K_F$) sont déterminées expérimentalement.

Les modèles de Langmuir et de Freundlich donnent des informations importantes sur l'hétérogénéité de la surface des biosorbants et leur capacité à adsorber les colorants dans des conditions non idéales.

III.3.9. Effet de différents facteurs influençant l'adsorption

L'efficacité des biosorbants dans l'adsorption des polluants des eaux usées textiles est influencée par plusieurs paramètres opérationnels :

1. pH de la solution

Le pH influence directement la charge de surface du biosorbant et de la spéciation des colorants. Par exemple, une étude a montré que des valeurs de pH inférieures à 5 augmentent l'interaction électrostatique entre des colorants anioniques et des biosorbants ayant des charges positives (Sahu & Singh, 2019).

2. Température

Une augmentation de la température peut améliorer l'adsorption en réduisant la viscosité de la solution et en favorisant les interactions chimiques entre le biosorbant et le polluant. Cependant, une température trop élevée peut déstabiliser certains biosorbants, comme les biomasses ligno-cellulosiques (Hassan et al., 2020). Les algues polymériques ont montré une

adsorption efficace des colorants basiques à des températures modérées (25–35 °C) et des pH neutres, réduisant jusqu'à 90 % des polluants organiques (Moghazy et al., 2020).

3. Dosage de biosorbant

L'augmentation de la quantité de biosorbant conduit généralement à une plus grande disponibilité de sites actifs pour l'adsorption, bien que cela puisse atteindre un plateau lorsque tous les polluants sont déjà capturés (Moghazy et al., 2020).

4. Temps de contact

Le temps nécessaire pour atteindre l'équilibre varie selon le type de biosorbant et les conditions expérimentales. Par exemple, des biosorbants dérivés de coques de noix de coco atteignent une adsorption maximale en 60 minutes dans des solutions de colorants (Jadhav & Jadhav, 2021).

5. Concentration initiale du polluant

Une concentration élevée de polluant augmente l'efficacité initiale de l'adsorption mais peut saturer les sites actifs du biosorbant, réduisant ainsi l'efficacité globale (Wawrzekiewicz et al., 2017).

6. Taille des particules du biosorbant

Les particules de biosorbants plus petites augmentent la surface spécifique disponible pour l'adsorption, améliorant ainsi l'efficacité globale (Wakkel et al., 2019).

7. Force ionique

La force ionique du milieu affecte les interactions entre les polluants et les sites actifs du biosorbant. Une faible force ionique favorise généralement l'adsorption en minimisant les interférences (De Gisi et al., 2016).

III.4. Techniques avancées par combinaison de méthodes

- **Photo-Fenton combiné avec ozonation** : Une étude récente a montré que l'intégration des processus avancés d'oxydation (AOP), tels que le photo-Fenton et l'ozonation, après un prétraitement biologique, permet une réduction significative de la DCO (Demande Chimique en Oxygène) et des colorants réfractaires. Cette combinaison améliore également la biodégradabilité des effluents et réduit leur toxicité pour les organismes aquatiques comme *Artemia salina* (Punzi., 2015).
- **Nano bulle d'ozones couplés à un processus AOP** : Une méthode innovante utilise des nano-bulles d'ozone pour maximiser l'efficacité des AOP dans le traitement des eaux usées textiles. Cette combinaison améliore la dégradation des colorants et des solides suspendus. Le processus a atteint une réduction de 81% de la DCO et a stabilisé

le pH, facilitant ainsi une meilleure qualité d'eau pour une éventuelle réutilisation (Hutagalung et al., 2023).

- **Membranes et oxydation avancée :** Une combinaison de membranes (filtration par osmose inverse) avec un traitement à base d’ozone a été utilisée pour éliminer efficacement la couleur et la DCO des effluents textiles. Ce processus intégré permet non seulement de purifier l'eau, mais aussi de la rendre réutilisable dans les processus industriels (Makisha, 2021).

- **Bioprocédé intégré avec oxydation avancée :** Le couplage des bioprocédés avec des AOP (par exemple, UV/H₂O₂) a montré une capacité accrue à traiter les eaux usées textiles. L’oxydation avancée permet une dégradation complète des colorants et une réduction des composés récalcitrants, tandis que le bioprocédé réduit la charge organique initiale (Ceretta et al., 2021).

- **Combinaison coagulation/Floculation et adsorption avec du charbon actif :** Une autre étude a exploré l'efficacité du couplage de la coagulation/floculation (utilisant FeCl₃) avec l'adsorption sur charbon actif en poudre (PAC) pour le traitement des effluents textiles. Le système combiné a permis d’éliminer plus de 80% de la DCO et jusqu’à 50% des colorants. Le charbon actif améliore significativement la qualité de l’eau post-coagulation (Harrelkas et al., 2009).

L'adsorption est un procédé clé dans le traitement des effluents textiles, particulièrement efficace pour l'élimination des colorants et des métaux lourds. Les matériaux avancés, tels que les nano-composites et les adsorbants naturels modifiés, offrent des solutions innovantes et écologiques, augmentant ainsi l'efficacité des procédés de traitement. De plus, les méthodes combinées, intégrant des technologies telles que l'adsorption, l'oxydation avancée et les membranes, proposent des solutions polyvalentes pour surmonter les limitations des approches conventionnelles. Ces approches combinées permettent non seulement une dégradation accrue des polluants récalcitrants, mais également une réduction de la toxicité globale des effluents, rendant ainsi le traitement des eaux usées textiles plus respectueux de l'environnement et plus durable.

III.5. Conclusion

En conclusion, la coagulation-floculation et l'adsorption émergent comme des approches cruciales dans le domaine du traitement des eaux et de la gestion des polluants. La coagulation-floculation, basée sur la formation de floes à partir de coagulants, permet la

précipitation des impuretés, facilitant ainsi leur élimination. D'autre part, l'adsorption, utilisant d'autres sorbants tels que les biosorbants, offre une solution efficace en capturant les contaminants par des interactions physiques ou chimiques. Ces deux méthodes, complémentaires dans leurs applications, offrent des perspectives prometteuses pour répondre aux défis environnementaux en assurant une élimination efficace des polluants et une amélioration de la qualité de l'eau. La compréhension approfondie de ces processus permettra d'optimiser les méthodes de traitement et de contribuer à la préservation durable des ressources hydriques.

Chapitre IV : Matériel et méthodes

IV.1. Introduction

Ce chapitre présente les matériaux utilisés et la méthodologie expérimentale adoptée pour mener à bien cette étude, dont l'objectif est de développer une approche intégrée d'élimination des colorants dans les eaux synthétiques. La démarche repose sur la combinaison des procédés de coagulation-floculation-sédimentation et de biosorption, en deux phases complémentaires. La Figure IV.1 illustre schématiquement l'ensemble du processus expérimental mis en œuvre.

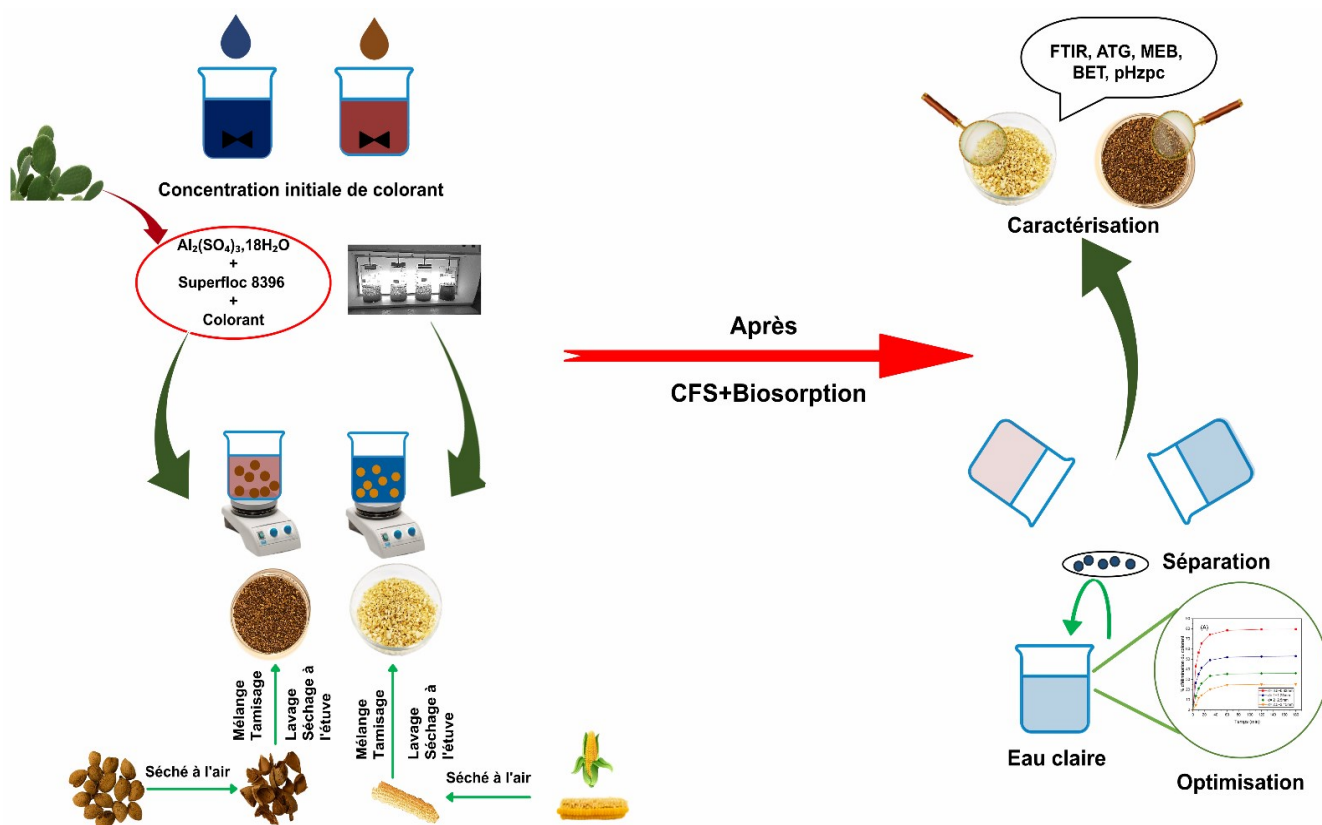


Figure IV.1 : Schéma général du processus expérimental combinant coagulation-floculation-sédimentation et biosorption dans le traitement des colorants.

La méthodologie a été structurée de manière à évaluer successivement les paramètres influençant chaque procédé, depuis la préparation des matériaux et des solutions jusqu'à l'analyse des résultats. Elle comprend une étape de caractérisation physico-chimique du biosorbant, l'optimisation des conditions opératoires pour chaque procédé, et l'interprétation des résultats à travers des modèles cinétiques et isothermes. L'ensemble de cette démarche est présenté dans la Figure IV.2 sous forme d'un organigramme synthétique.

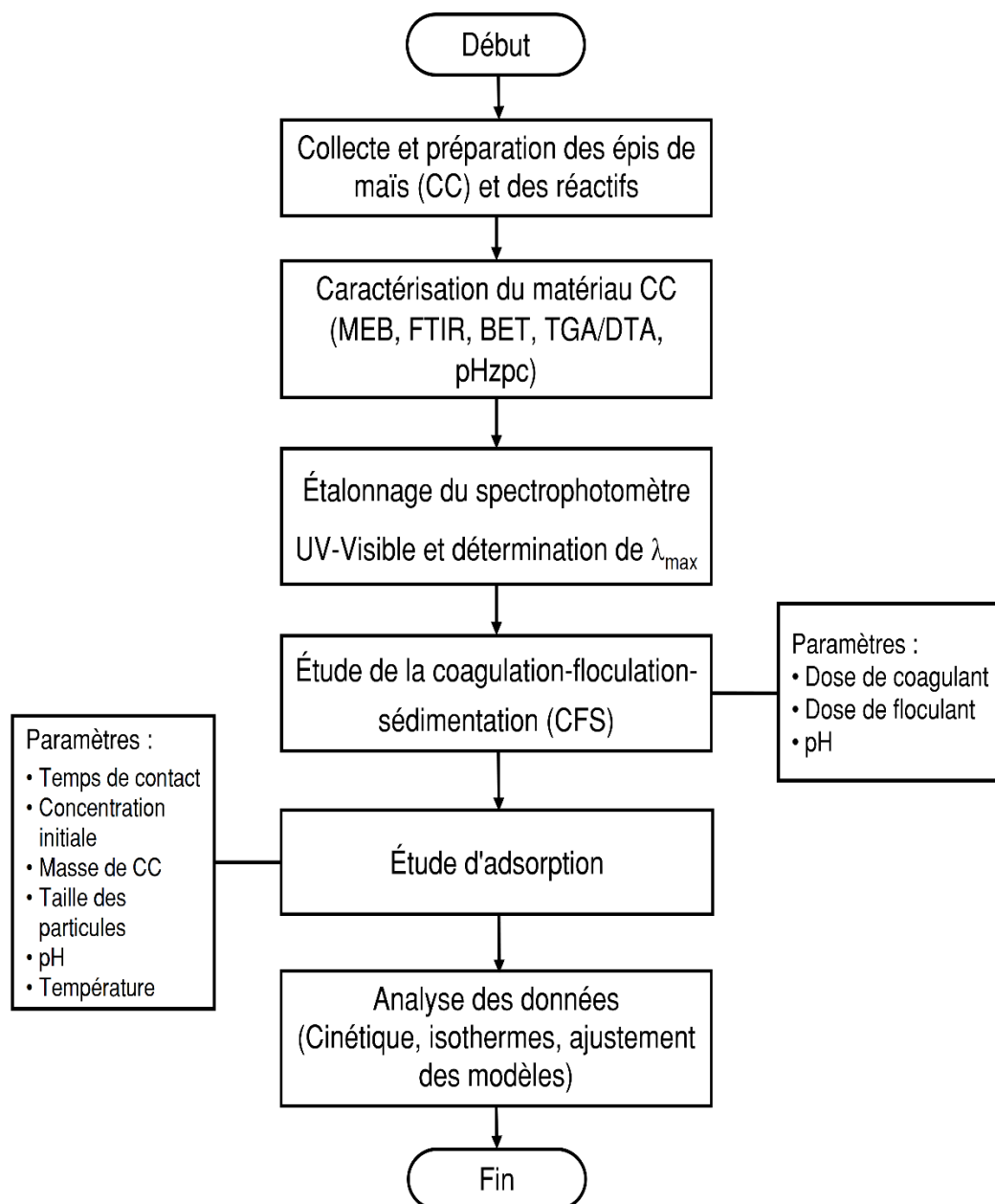


Figure IV.2 : Organigramme de la méthodologie expérimentale.

IV.2. Colorants utilisés

Dans notre étude, nous avons sélectionné deux colorants synthétiques très utilisés dans les opérations de teinturerie de l'usine textile SOITINE de Nedroma, (Tlemcen, TLM, Algérie). Le choix de ces colorants a été fait selon les critères suivants :

- La disponibilité de ces colorants dans cette usine ainsi que leur large utilisation ;
- Leur catégorisation selon leurs classes chimiques (dispersives et acides) en vue de tester deux types de colorants employés.

Ces critères nous ont permis de cibler deux colorants plus pertinents :

- Le Bleu Bemacron RS 01 et
- Le Bemacid Marine N-5R.

Les formules chimiques détaillées de ces colorants restent méconnues et n'ont pas été communiquées par leurs fournisseurs.

Le "Bleu Bemacron RS 01", colorant de classe dispersive, est insoluble dans l'eau et il est largement utilisé pour la teinture du polyester, acquis auprès de Bezema (Montlingen, SG, Suisse). À l'inverse, le "Bemacid Marine N-5R", appartenant à la classe des colorants acides, est utilisé pour teindre le polyamide et la laine dans un environnement à pH neutre ou faiblement acide, fourni par CHT (Tübingen, BW, Allemagne). Ce dernier est particulièrement apprécié pour sa haute brillance, permettant d'obtenir une large gamme de nuances colorimétriques.

IV.3. Préparation des solutions des colorants

Pour conduire nos essais expérimentaux, nous avons préparé des solutions mères pour chaque colorant avec une concentration initiale de 1 g/L. À partir de ces solutions mères, des solutions dérivées à différentes concentrations ont été obtenues par dilution avec de l'eau distillée, présentant une conductivité proche de 5 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et un pH naturel. Les mesures de pH et de conductivité ont été effectuées à l'aide d'un appareil multi-paramètres électronique CONSORT (Consort, Hertestraat, Belgique), avec une marge d'erreur de $\pm 1\%$. Cet équipement a été préalablement étalonné à l'aide de solutions tampons de pH 4 et pH 10, conformément aux recommandations standard pour assurer la fiabilité des mesures (Maity et al., 2021).

IV.3.1. Préparation des solutions mères

Les colorants ont d'abord été pesés avec une balance électronique 620 PRS (KERN, Balingen, Allemagne), présentant une précision de ± 2 mg. Pour chaque solution mère, 1 g de colorant a été dissous dans 1 L d'eau distillée dans une fiole jaugée de 1 L, garantissant une homogénéité complète de la solution. Cette étape est essentielle pour minimiser les erreurs liées à la concentration initiale, ce qui est crucial pour les expériences de traitement des colorants dans les eaux usées textiles (Zhang et al., 2021).

IV.3.2. Préparation des solutions diluées

Pour produire des solutions diluées à des concentrations variées entre 10 mg/L et 50 mg/L, avec un pas de 10 mg/L, nous avons appliqué l'équation de dilution suivante :

$$C_1 \cdot V_1 = C_2 \cdot V_2 \quad (\text{IV.1})$$

Où C_1 et C_2 représentent respectivement la concentration de la solution mère et celle de la solution diluée, et V_1 et V_2 les volumes correspondants.

Par exemple, pour obtenir une concentration de 10 mg/L à partir d'une solution mère de 1000 mg/L, nous avons extrait un volume de 10 mL de la solution mère, ensuite dilué à 1 L dans une fiole jaugée. Cette étape a été réalisée avec précision à l'aide de pipettes volumétriques, garantissant des volumes exacts, et l'eau distillée a été ajoutée jusqu'au trait jaugé.

IV.3.3. Conservation des solutions

Une fois préparées, les solutions ont été conservées à température ambiante (25°C) dans des conditions d'obscurité pour éviter toute dégradation photochimique des colorants, conformément aux pratiques standard pour le stockage des solutions colorantes (Ceretta et al., 2021).

IV.4. Détermination de la longueur d'onde maximale

Pour déterminer la longueur d'onde maximale ($\lambda_{\max}$), nous avons utilisé un spectrophotomètre visible de marque WTW photoLab® 6100 VIS (WTW GmbH, Weilheim, Allemagne), capable de réaliser des analyses spectrales dans une plage de longueurs d'onde comprises entre 400 et 800 nm. Cet appareil est équipé de cuves de 16 mm, en verre, et intègre les fonctionnalités classiques de la spectrophotométrie ainsi que des outils avancés pour les mesures de routine, notamment la fonction AQA (Assurance Qualité Analytique). Le schéma présenté en Figure IV.3 illustre le principe de fonctionnement de la spectrophotométrie appliquée à un échantillon.

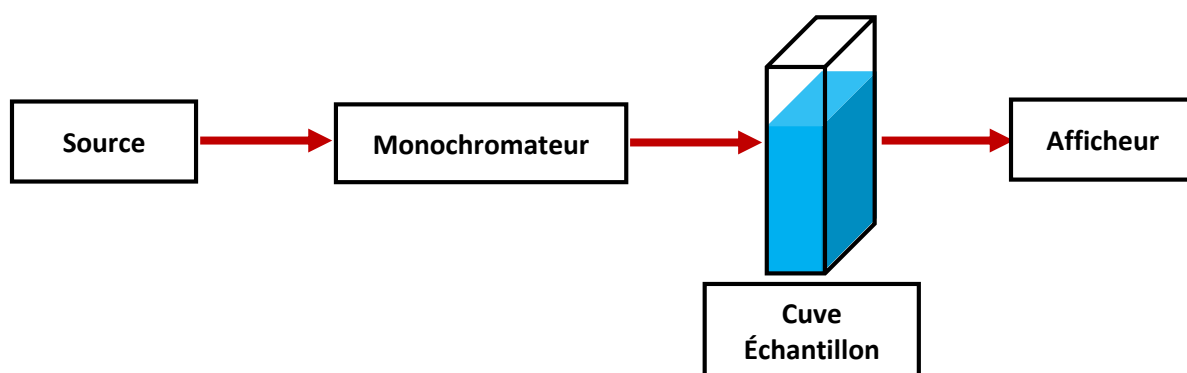


Figure IV.3 : Représentation schématique du fonctionnement de la spectrophotométrie appliquée à un échantillon

Ce dispositif permet de mesurer l'absorption d'une solution à une longueur d'onde donnée ou sur une plage de longueurs d'onde choisie avec précision. Avant de procéder aux mesures, une étape de calibrage a été réalisée en mesurant le "blanc", à partir d'une cuve de référence contenant de l'eau distillée. Par la suite, l'absorbance a été mesurée en fonction de la longueur d'onde pour chaque échantillon.

La longueur d'onde maximale ($\lambda_{\max}$) a ainsi été déterminée pour chaque colorant testé, en fonction de l'absorbance maximale obtenue à différentes concentrations. Sur la base des valeurs de $\lambda_{\max}$ obtenus, nous avons établi une courbe d'étalonnage pour chaque colorant, conformément à la loi de Beer-Lambert. Cette méthode nous a permis de déterminer les concentrations des colorants dans les échantillons analysés.

La loi de Beer-Lambert est exprimée par l'équation suivante :

$$A = \epsilon \cdot l \cdot C \quad (\text{IV.2})$$

Où : A : absorbance

ϵ : le coefficient d'absorption molaire en $\text{L} \cdot \text{mol}^{-1} \cdot \text{cm}^{-1}$

l : la largeur de cuve en cm (cm)

C : la concentration de la solution en mol/L

Cette approche a permis d'obtenir des données quantitatives précises sur la concentration des colorants dans les solutions étudiées.

IV.5. Étude expérimentale de la coagulation-floculation

Comme cité dans la partie introduction, l'objectif de cette étude est de tester l'efficacité d'un coagulant industriel et d'un bio-coagulant dans l'élimination de colorants contenus dans l'eau. L'étude vise à optimiser des paramètres influençant sur le processus de coagulation-floculation dont : la dose du coagulant, la dose du floculant, ainsi que le pH des solutions en vue de maximiser l'élimination des colorants présents dans les effluents textiles.

IV.5.1. Matériels utilisés

L'expérimentation a été réalisée à l'aide d'un jar-test à 4 postes (Floculateur VELP, Usmate Velate, Italie) équipé de pales à hélice mesurant 1 x 5 cm, chacune placée dans un bécher d'une capacité de 1 litre (Figure IV.4). Lors de l'étude, quatre essais ont été menés simultanément, en utilisant un volume de 500 mL de l'échantillon dans chaque bécher en verre de 1 litre. Ce choix de volume a été délibérément adopté afin de prévenir tout débordement lors des phases d'agitation. Cette configuration permet de garantir des conditions expérimentales optimales et de réduire les risques d'erreurs liées au processus.

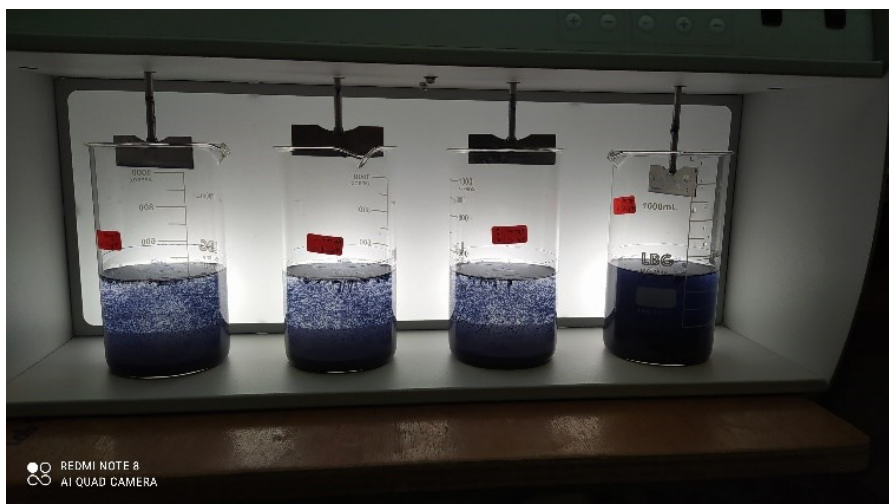


Figure IV.4 : Photo du dispositif Jar test utilisé

IV.5.2. Coagulant et floculant utilisés

L'étude a été faite en testant trois produits :

- Le sulfate d'aluminium ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot \text{H}_2\text{O}$) un sel cationique fourni par Feralco (Nienburg, NI, Allemagne) a été utilisé comme coagulant ;
- Le Superfloc 8396 (floculant industriel), un floculant cationique à base de polyacrylamide fourni par Kemira (Helsinki, FI, Finlande), a été utilisé comme agent de floculation, aussi et le cactus a été utiliser comme biocoagulant (Figure IV.5).

Ces produits ont été choisis en raison de leur efficacité reconnue et de leur disponibilité. Le sulfate d'aluminium et le floculant Superfloc 8396 nous ont été fournis par le complexe SOITINE de Nedroma (Tlemcen, TLM, Algérie). Quant au cactus, il a été collecté des environs de la région de Tlemcen en Algérie.



Figure IV.5 : Coagulant et floculants utilisés dans la coagulation-floculation :

(a) Sulfate d'aluminium, (b) Superfloc, (c) Cactus

Le recours à un bio-coagulant, issu de ressources naturelles (le Cactus), s'inscrit dans une démarche de durabilité, avec pour ambition de réduire l'impact environnemental du

processus de traitement tout en maintenant une efficacité comparable à celle des coagulants industriels. L'objectif global est de proposer une alternative écologique et économiquement viable au traitement classique des eaux usées industrielles, favorisant ainsi une gestion plus respectueuse de l'environnement.

IV.5.3. Essais de coagulation-floculation

Les essais de coagulation-floculation ont été réalisés avec des solutions synthétiques de colorants à une concentration initiale de 500 mg/L. Après un ajustement du pH à l'aide de HCl ou NaOH avec une normalité de 0,1N, le coagulant est mélangé à la solution avec une agitation rapide (200 tr/min pendant 2 minutes), suivi de l'ajout du floculant avec une agitation lente (40 tr/min pendant 15 minutes). Après une décantation de 30 minutes, le surnageant a été récupéré, et un volume spécifique a été prélevé à l'aide d'une pipette positionnée à une profondeur constante dans chaque bécher. Par la suite, le filtrat a été analysé au spectrophotomètre afin de déterminer la concentration résiduelle du colorant.

Le rendement d'élimination du colorant a été calculé par la formule :

$$\% d'elimination = \frac{C_0 - C_t}{C_0} \times 100 \quad (IV.3)$$

Où C_0 est la concentration initiale et C_f la concentration résiduelle du colorant.

IV.6. Etude expérimentale de l'adsorption

L'étude expérimentale d'adsorption a été conduite en vue d'évaluer l'efficacité des matériaux biosorbants naturels, tels que l'épi de maïs et la peau d'amande, dans l'élimination des colorants présents dans les effluents textiles, en complément des procédés de coagulation-floculation. Cette approche vise à caractériser les propriétés physico-chimiques des adsorbants, comme leur surface spécifique, leur structure poreuse, et les groupes fonctionnels impliqués dans l'adsorption, afin d'optimiser les conditions opératoires (pH, temps de contact, concentration initiale des colorants). En combinant une modélisation cinétique et des isothermes d'adsorption, l'étude cherche à identifier à maximiser la capacité d'adsorption des colorants.

Les résultats obtenus lors de la coagulation-floculation ont été exploités pour optimiser le processus d'adsorption, permettant de développer des solutions innovantes et respectueuses de l'environnement pour le traitement des effluents textiles. Cette synergie entre les deux techniques renforce l'efficacité globale du traitement, réduit l'impact environnemental des rejets et contribue à la mise en œuvre de pratiques durables dans l'industrie textile.

IV.6.1. Matériels utilisés

Pour les expériences d'adsorption, nous avons utilisé un agitateur magnétique chauffant de marque VELP (VELP, Usmate Velate, Italie), offrant une vitesse réglable de 30 à 1500 tr/min et une plage de températures allant de 0 à 370°C. Cet appareil a permis d'assurer une agitation homogène et contrôlée des solutions adsorbant-adsorbat.

IV.6.2. Préparation des matériaux utilisés

A) Choix des matériaux biosorbants

Le principe de l'adsorption repose sur la capacité des solides, appelés adsorbants, à retenir à leur surface des substances dissoutes, appelées adsorbats. Dans cette étude, les adsorbants sélectionnés sont des matériaux solides issus de déchets agricoles : la peau d'amande (variétés dure) et l'épi de maïs. Les adsorbats sont des colorants industriels utilisés dans le processus de coagulation-floculation, notamment le Bleu Bemacron RS 01 (BB-RS01) et le Bemacid Marine N-5R (BM-N5R). Les matériaux sorbants étudiés, à savoir la peau d'amande et l'épi de maïs, sont représentés dans la Figure IV.6.

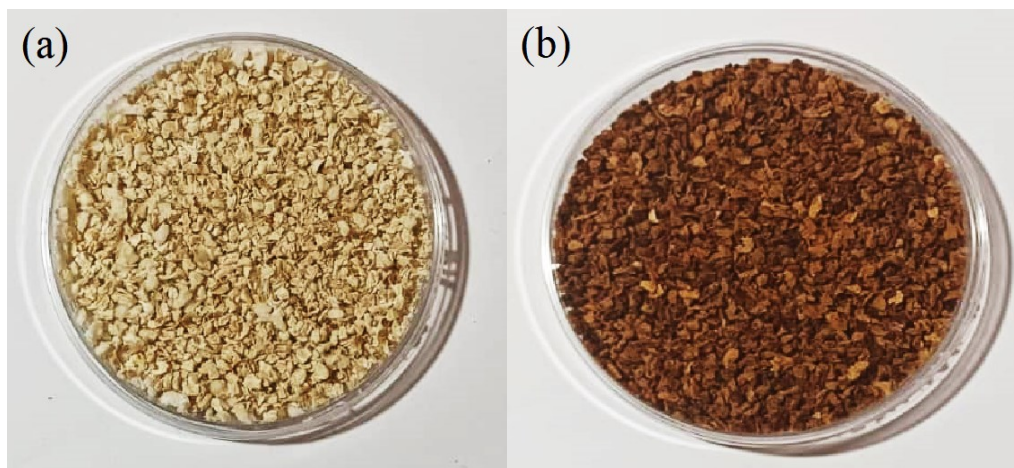


Figure IV.6 : Photos des biosorbants étudiés : (a) épi de maïs et (b) peau d'amande.

Ces matériaux adsorbants ont été collectés localement en Algérie, dans la région de Lala Setti à Tlemcen pour l'épi de maïs et à Yaghmourassen pour la peau d'amande, pendant la période de juillet 2021. Le choix de ces matériaux repose sur des critères tels que leur faible coût, leur potentiel de réutilisation, leur disponibilité régionale et leur compatibilité avec une démarche de développement durable.

B) Broyage et tamisage

Les matériaux collectés ont été séchés à l'air libre pendant 10 jours à une température ambiante de 30-35°C. Une fois secs, ils ont été découpés en morceaux de taille moyenne (2 à 3 cm) et broyés à l'aide d'un broyeur électrique de marque Moulinex AR110830 (SEB, Zhejiang,

China). Les particules obtenues ont ensuite été tamisées à l'aide d'une série de tamis ASTM en acier inoxydable, en utilisant une tamiseuse électrique (modèle D403, équipée d'une minuterie réglable de 0 à 30 minutes) (Controlab, Saint-Ouen, France). Les résidus ont été pesés avec une balance électronique de précision ($\pm 0,2$ mg, marque 620 PRS).

Les particules broyées et tamisées ont été lavées avec de l'eau distillée pour éliminer les impuretés. Enfin, elles ont été séchées dans une étuve de marque Binder ED53 à 105°C pendant 24 heures (Binder GmbH, Tuttlingen, Allemagne). Seules les particules ayant une granulométrie comprise entre 1,25 et 2 mm ont été retenues pour les expériences.

C) Lavage et séchage

Le lavage préalable des matériaux a été effectué pour éliminer les particules adhérentes et les impuretés. Pour chaque matériau, 10 g ont été mis en contact avec 2 L d'eau distillée (pH naturel = 6,8). Le mélange a été agité pendant 4 heures à une vitesse de 400 tr/min à une température constante de $25 \pm 1^{\circ}\text{C}$. À la fin du traitement, le mélange a été filtré à l'aide d'un dispositif Büchner, puis lavé abondamment avec de l'eau distillée jusqu'à obtenir un filtrat clair et un pH constant. Les matériaux lavés ont été séchés dans une étuve à $100 \pm 5^{\circ}\text{C}$ pendant 24 heures. Après séchage, les adsorbants ont été conservés dans des flacons en verre hermétiques pour éviter toute contamination avant leur utilisation expérimentale. La Figure IV.7 donne un résumé graphique du processus de préparation du biosorbant des épis de maïs.

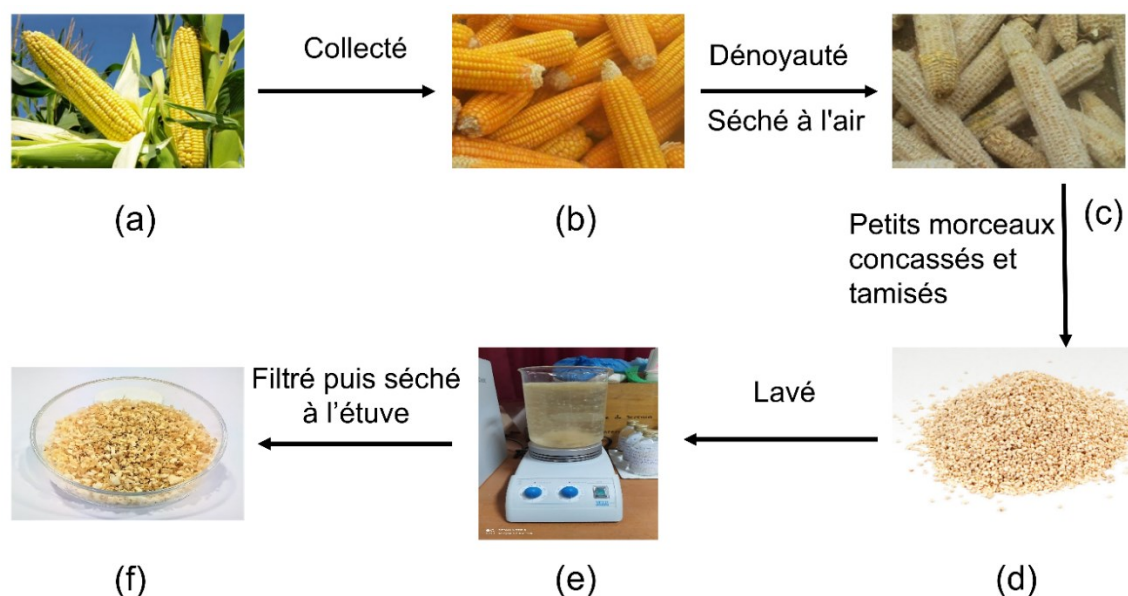


Figure IV.7 : Résumé graphique du processus de préparation des biosorbants

IV.6.3. Caractérisation des matériaux sorbants

Après une sélection préliminaire basée sur les capacités de sorption des matériaux vis-à-vis des colorants dispersifs et acides, deux biosorbants (l'épi de maïs et la peau d'amande) ont

été retenus pour une caractérisation approfondie. Cette étape vise à analyser les propriétés chimiques, physiques et structurales des matériaux afin d'optimiser leur utilisation dans les processus d'adsorption. Les analyses réalisées sont présentées ci-dessous avec leurs principes détaillés et protocoles expérimentaux.

IV.6.3.1. Surface spécifique et porosité (BET)

Principe

La méthode BET (Brunauer-Emmett-Teller) mesure la surface spécifique et la porosité des adsorbants en déterminant la quantité de gaz adsorbé à leur surface à basse température. Les matériaux ayant une grande surface spécifique et des pores de taille optimale permettent l'adsorption des molécules de colorants. Cette analyse est essentielle pour quantifier les propriétés physiques des matériaux adsorbants (Brunauer et al., 1938).

Protocole expérimental utilisé

L'analyse BET de nos biosorbants a été réalisée à l'aide de l'appareil Micromeritics Gemini 2380 (Micromeritics Instrument Corporation, Georgie, États-Unis) (Figure IV.8). Cette analyse a été menée dans le cadre du Laboratoire CICECO Institut des Matériaux d'Aveiro, au Portugal, bénéficiant d'équipements de pointe et d'une expertise reconnue dans le domaine des matériaux. Tout d'abord, les échantillons ont été préparés par un séchage à 100°C pendant 24 heures afin d'éliminer toute trace d'humidité résiduelle. Une masse d'échantillon de 0,0157 g a ensuite été pesée et placée dans un tube spécifique compatible avec l'appareil. Avant l'analyse, un dégazage a été effectué sous vide ou sous flux d'azote à une température de 120°C, jusqu'à stabilisation de la pression résiduelle, afin d'éliminer les molécules adsorbées présentes sur la surface de l'échantillon.

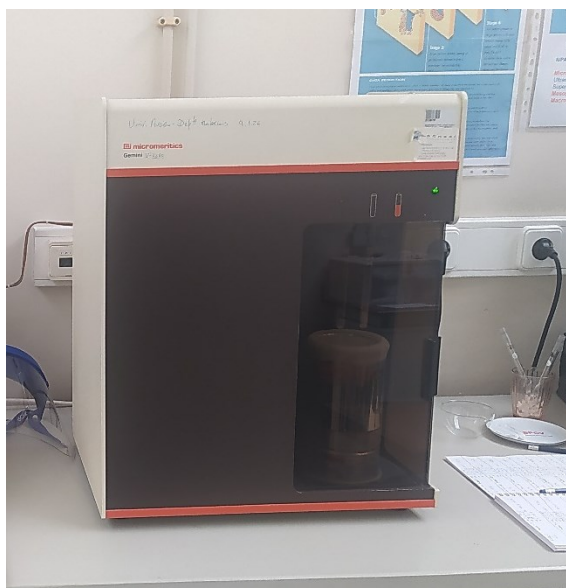


Figure IV.8 : Photo de l'appareil d'analyse BET Micromeritics Gemini V 2380

Lors de l'analyse, l'échantillon a été soumis à une adsorption d'azote à température (77,3°K) en immergeant la cellule dans de l'azote liquide. Le logiciel intégré à l'appareil a été configuré pour collecter les données d'adsorption sur une plage de pressions relatives (P/P_0) comprise entre 0,005 et 0,9. Les résultats obtenus ont permis de tracer l'isotherme d'adsorption et de calculer la surface spécifique BET à l'aide de l'équation BET classique, qui établit une relation entre le volume d'adsorption et les pressions relatives. En complément, la distribution des tailles de pores et le volume poreux ont été évalués à l'aide du modèle BJH (Barrett-Joyner-Halenda).

IV.6.3.2. Analyse thermogravimétrique (ATG)

Principe

L'analyse thermogravimétrique (ATG) est une technique analytique qui mesure la variation de masse d'un échantillon en fonction de la température ou du temps, sous une atmosphère contrôlée (azote, air, hélium, etc.). Cette méthode permet de caractériser les propriétés thermiques des matériaux, notamment leur stabilité thermique, leur composition, et leurs réactions chimiques induites par la chaleur (De Blasio, 2019). Le couplage avec l'analyse thermique différentielle (DTA) permet de détecter les transitions thermiques (endothermiques ou exothermiques), telles que la fusion, la décomposition et les réactions d'oxydation.



Figure IV.9 : Photo de l'Appareil ATG/DTA utilisé

Protocole expérimental

Les analyses thermogravimétriques (ATG) et thermique différentielle (ATD) ont été réalisées à l'aide d'un appareil STA 8000 de Perkin Elmer (Perkin Elmer, Massachusetts, États-Unis) (Figure IV.9), au sein du laboratoire CICECO de l'institut des Matériaux d'Aveiro (Portugal). Ces techniques permettent de caractériser les propriétés thermiques et la stabilité des matériaux, ainsi que de détecter les transitions thermiques, telles que la décomposition des matériaux.

Pour les deux biosorbants étudiés (Epi de maïs et peaux d'amandes), un échantillon de 15,201 mg de chaque biosorbant a été placé séparément dans un creuset en alumine, qui offre une excellente résistance thermique et chimique. L'expérience a été réalisée sous une atmosphère contrôlée d'azote, avec un débit constant de 18 mL/min, afin de créer un environnement inerte et d'éviter toute oxydation ou combustion prématurée des échantillons. Le programme de chauffage a consisté à augmenter la température de 22°C à 700°C, à un taux constant de 10°C/min. Cette plage de température a été choisie pour permettre une caractérisation complète des différentes étapes de dégradation thermique des matériaux, notamment l'élimination des composants volatils, la décomposition des macromolécules organiques (cellulose, hémicellulose, lignine) et la formation des résidus carbonés. La figure IV.9 illustre l'appareil STA 8000 de Perkin Elmer utilisé pour effectuer ces analyses, mettant en évidence sa configuration et ses composantes principales.

Les données obtenues à partir de l'analyse thermogravimétrique (courbes de perte de masse) et de l'analyse thermique différentielle (signaux thermiques liés aux transitions thermiques) ont été enregistrées et analysées pour évaluer la stabilité thermique et les mécanismes de dégradation des biosorbants EM et PA.

IV.6.3.3. Microscopie électronique à balayage (MEB)

Principe

Le microscope électronique à balayage (MEB) est une technique puissante pour obtenir des images à haute résolution des surfaces des matériaux, permettant de révéler leur structure morphologique et leur porosité. Ces analyses sont essentielles pour identifier des caractéristiques telles que les cavités, fissures, interstices et pores, qui jouent un rôle clé dans les processus d'adsorption, en particulier pour les biosorbants (Ighalo & Adeniyi, 2020). L'observation par MEB permet également de confirmer la formation de micropores et de structures rugueuses, souvent améliorées par des traitements chimiques ou physiques des

biosorbants. Grâce à sa capacité à fournir des informations détaillées sur la topographie et la texture de surface, le MEB est un outil indispensable pour la caractérisation des biosorbants et l'optimisation de leur efficacité dans les processus d'élimination des polluants (Akhtar et al., 2018).

Protocole expérimental

L'analyse des biosorbants épi de maïs (EM) et peaux d'amandes (PA) a été réalisée avant et après leur contact avec des solutions synthétiques colorées, en utilisant un microscope électronique à balayage (MEB) de type TESCAN VEGA (TESCAN, Brno, République tchèque) (Figure IV.10). Cette analyse a été élaborée au sein du Laboratoire de minéralogie appliquée et géochimie appliquée du département de géosciences de l'université d'Aveiro.



Figure IV.10 : Photo du Microscope électronique à balayage (MEB) TESCAN VEGA

Un échantillon de 10 mg est fixé sur des supports métalliques conducteurs à l'aide d'une colle à base de carbone, puis recouvert d'une fine couche d'or par pulvérisation cathodique (sputtering), afin de garantir une conductivité optimale pour l'imagerie au microscope électronique à balayage. Les observations ont été effectuées sous vide, avec une tension d'accélération de 10 kV, permettant une résolution optimale pour visualiser la morphologie de surface et les changements structuraux. Les biosorbants ont été analysés à différentes étapes : (1) avant leur contact avec les solutions colorées, pour caractériser leur structure et leur porosité initiales, et (2) après adsorption des colorants, afin de détecter les modifications morphologiques et les dépôts éventuels de molécules adsorbées. Ces analyses ont permis de comparer les propriétés de surface des biosorbants et de confirmer l'interaction entre les colorants et les sites actifs présents sur les matériaux.

IV.6.3.4. Analyse spectroscopique par infrarouge (FTIR)

Principe

La spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier (FTIR) est une méthode analytique utilisée pour l'identification et la caractérisation des groupes fonctionnels présents dans les matériaux et permet de détecter des groupes fonctionnels tels que les hydroxyles (-OH), les carboxyles (-COOH), les amines (-NH₂), et les liaisons C-H ou C=O, qui jouent un rôle clé dans l'adsorption des polluants. Ces groupes sont souvent impliqués dans des interactions chimiques et physiques avec les molécules adsorbées, ce qui rend leur identification essentielle pour comprendre les mécanismes d'adsorption (Faghihzadeh et al., 2016).

Protocole expérimental utilisé

Environ 2 mg du matériau ont été soigneusement broyés et homogénéisés avec 30 mg de bromure de potassium (KBr, Sigma Aldrich) de haute pureté (99 %). Le mélange obtenu a été compressé pour former une pastille uniforme et translucide sous une pression contrôlée de 7 bars, afin d'assurer une transmission optimale du rayonnement infrarouge. Les spectres infrarouges ont été acquis à l'aide d'un spectrophotomètre FTIR Perkin Elmer Spectrum (Perkin Elmer Ltd, Beaconsfield, Royaume-Uni). Cette analyse a été réalisée au Laboratoire CICECO Institut des Matériaux d'Aveiro, au Portugal. La Figure IV.11 illustre le spectrophotomètre FTIR utilisé pour cette analyse.



Figure IV.11 : Photo du Spectrophotomètre FTIR Perkin Elmer Spectrum

L'analyse a été effectuée sur une plage de longueurs d'onde allant de 500 à 4000 cm^{-1} , permettant d'identifier les vibrations moléculaires caractéristiques des groupes fonctionnels présents dans l'échantillon. Ces bandes d'absorption fournissent des informations essentielles sur la composition chimique et les interactions potentielles des molécules dans le matériau.

IV.6.3.5. Détermination du point de charge zéro (pH_{zpc})

Principe

Le point de charge zéro (pH_{zpc}) est une propriété fondamentale des surfaces solides, décrivant le pH auquel la surface d'un matériau est électriquement neutre. À des pH inférieurs au pH_{zpc}, la surface est chargée positivement, favorisant l'adsorption d'ions négatifs. À des pH supérieurs au pH_{zpc}, la surface devient négativement chargée, favorisant l'adsorption d'ions positifs. Cette caractéristique joue un rôle clé dans l'adsorption des polluants, tels que les métaux lourds ou les colorants, par des biosorbants (Al-Maliky et al., 2021).

Protocole expérimental

Pour déterminer le point de charge zéro (pH_{zpc}) de nos matériaux biosorbants, une série de solutions tamponnées couvrant une plage de pH comprise entre 2 et 12 est préparée. Ces solutions permettent de simuler différentes conditions de pH. Une quantité précise de chaque biosorbant est ajoutée à chaque solution, et les mélanges sont soumis à une agitation constante pendant 24 heures, afin d'assurer l'équilibrage des charges de surface. Cette étape est cruciale pour permettre aux ions présents en solution d'interagir avec les sites actifs à la surface du matériau. La Figure IV.12 présente le dispositif expérimental appliqué pour la détermination du point de charge zéro (pH_{zpc}).



Figure IV.12 : Dispositif expérimental utilisé pour la détermination du point de charge zéro (pHzpc) des matériaux sorbants.

Après équilibre, le pH final des solutions est mesuré à l'aide d'un pH-mètre préalablement calibré pour garantir l'exactitude des valeurs obtenues. Le point de charge zéro (pHzpc) est déterminé comme étant le pH où la différence entre le pH initial et le pH final est nulle, soit lorsque le pH initial = pH final. Ce paramètre est fondamental pour caractériser les propriétés de charge de surface des adsorbants et comprendre leur comportement électrostatique en présence d'adsorbats, notamment les interactions attractives ou répulsives selon le pH du milieu.

IV.6.4.Essais d'adsorption

Le protocole expérimental de la méthode d'adsorption a été élaboré pour évaluer l'efficacité des biosorbants issus d'épis de maïs et de peaux d'amandes dans le traitement des eaux colorées par les colorants BB-RS01 et BM-N5R. Les expériences ont été conduites en mode batch à l'aide d'un agitateur mécanique réglé à 400 tours par minute (rpm), assurant un mélange homogène entre les biosorbants et les solutions colorées (Figure IV.13).



Figure IV.13 : Dispositif expérimental utilisé pour l'étude d'adsorption

Des solutions synthétiques de colorants ont été préparées à des concentrations initiales variées (25–100 mg/L) et enrichies en biosorbants à des dosages compris entre 1 et 3 g/L. Le pH des solutions a été ajusté dans une plage allant de 2 à 11 à l'aide de HCl ou de NaOH, en fonction des conditions expérimentales. Les échantillons ont été prélevés à des intervalles réguliers, centrifugés pour séparer les particules solides, et analysés par spectrophotométrie Visible afin de mesurer la concentration résiduelle de colorant. Les données collectées serviront à modéliser les cinétiques et isothermes d'adsorption, contribuant ainsi à une meilleure compréhension des performances des biosorbants dans des conditions optimales.

IV.6.4.1. Cinétique de sorption

La cinétique de sorption des colorants a été étudiée en préparant une solution de 1 L contenant l'un des deux colorants, à des concentrations initiales de 25, 50, 70 et 100 mg/L, dans un bécher de 1 L. Les expériences ont été réalisées à température constante de $25 \pm 1^\circ\text{C}$ et à un pH déterminé préalablement lors de la phase initiale de coagulation-floculation. Un gramme 1g de sorbant (épi de maïs ou peaux d'amande) a été ajouté à chaque solution. Le mélange a ensuite été homogénéisé à l'aide d'un agitateur magnétique à une vitesse de 400 tr/min pour garantir une interaction optimale entre l'adsorbat et l'adsorbant.

Des prélèvements ont été effectués sur le surnageant de la solution traitée à des temps prédéfinis (5 min, 10 min, 15 min, 30 min, 1 h, 2 h, 3 h, 6 h et 8 h) afin de suivre l'évolution de

la concentration en colorant au cours du temps. Les échantillons prélevés ont été dilués par un facteur de 5, puis analysés à la longueur d'onde spécifique à chaque colorant, déterminée à l'aide d'un spectrophotomètre.

La quantité de colorant adsorbée par gramme de sorbant a été calculée à l'aide de l'équation suivante :

$$q_t = (C_0 - C_t) \cdot \frac{V}{m} \quad (\text{IV.4})$$

Où q_t représente la quantité adsorbée à l'instant t (mg/g), C_0 la concentration initiale (mg/L), C_t la concentration à l'instant t (mg/L), V le volume de la solution (L) et m la quantité d'adsorbant (g).

L'évolution du pH des solutions au cours du processus de sorption a été surveillée en continu à l'aide d'un pH-mètre calibré. Par ailleurs, des tests à blanc ont été réalisés pour chaque matériau sorbant (1 g dans 1 L d'eau distillée) dans les mêmes conditions expérimentales, mais en l'absence de colorants, afin d'évaluer les variations de pH dues exclusivement aux interactions entre le sorbant et l'eau. Ces tests ont permis de confirmer que les changements observés dans les valeurs de pH initiales étaient imputables aux matériaux sorbants.

Des expériences préliminaires ont également démontré que les pertes dues à l'adsorption des colorants par les parois des récipients étaient négligeables. Les expériences de cinétique de sorption, effectuées uniquement pour une concentration initiale de 50 mg/L, ont été réalisées en double. Les résultats ont montré une bonne reproductibilité, avec une marge d'erreur inférieure à 5%, confirmant la fiabilité des données obtenues.

IV.6.4.2. Équilibre de sorption

L'étude d'équilibre de sorption a pour objectif d'évaluer la capacité maximale d'adsorption et de caractériser les mécanismes d'interaction entre l'adsorbant et l'adsorbat. Elle permet également d'établir des isothermes de sorption pour modéliser la répartition de l'adsorbat entre la phase solide et la phase liquide à l'équilibre. Ces informations sont essentielles pour optimiser les paramètres opérationnels et prédire l'efficacité du processus dans des applications industrielles ou environnementales.

Dans notre étude, les équilibres de sorption ont été examinés de manière similaire aux études cinétiques, mais avec des solutions de colorants préparées à des concentrations initiales variant entre 50 et 1000 mg/L. Ces solutions ont été placées dans des erlenmeyers contenant les matériaux sorbants testés, avec un rapport masse/volume de 1 g/L. Après l'ajustement du pH initial, les mélanges sorbant-sorbat ont été soumis à une agitation constante de 400 tr/min à une température contrôlée de $25 \pm 1^\circ\text{C}$. Afin d'assurer un équilibre réel et d'éviter un pseudo-

équilibre, un temps de contact de 8 heures a été défini. Une fois l'équilibre atteint, le pH final des solutions a été mesuré, et les concentrations résiduelles des colorants ont été déterminées, conformément aux méthodes utilisées dans les études cinétiques. La quantité adsorbée à l'équilibre, (q_e) (mg/g), a été calculée par différence entre les concentrations initiale et d'équilibre des solutions. Toutes les expériences ont été réalisées en double pour garantir la reproductibilité des résultats.

IV.6.4.3. Effet de paramètres expérimentaux sur le processus d'adsorption des colorants

A) Effet de la concentration initiale des colorants

L'effet de la concentration initiale des colorants est un paramètre clé pour optimiser les performances d'adsorption et comprendre les mécanismes sous-jacents. Une concentration initiale élevée favorise un gradient de concentration élevé, ce qui augmente le taux initial d'adsorption. Cependant, lorsque les sites actifs de l'adsorbant deviennent saturés, la quantité adsorbée atteint un plateau, correspondant à la capacité maximale d'adsorption (q_{max}) (Tanzifi et al., 2020).

Pour optimiser cet effet, une série d'expériences a été réalisée à différentes concentrations initiales de colorants (15, 25, 50, 75, 100 mg/L), en gardant constants les autres paramètres comme le pH, la température, et la masse d'adsorbant. Les données obtenues ont été analysées en ajustant les isothermes d'adsorption, tels que les modèles de Langmuir et de Freundlich, afin d'évaluer l'affinité entre l'adsorbant et l'adsorbat.

B) Effet du temps de contact

Le temps de contact est un paramètre clé dans les processus de biosorption, influençant directement l'atteinte de l'équilibre entre le biosorbant (EM et PA) et l'adsorbat (BB-RS01 et BM-N5R) en solution. Ce paramètre est optimisé à travers des expériences en lots, où les échantillons sont exposés à des temps de contact variables, généralement compris entre 5 et 180 minutes, tout en maintenant constants les autres paramètres expérimentaux (pH, concentration initiale de colorant, masse de biosorbant, température).

Les prélèvements réalisés à des intervalles de temps réguliers permettent de mesurer la concentration résiduelle du colorant en solution, qui diminue au fur et à mesure que les sites actifs du biosorbant capturent les molécules d'adsorbat.

C) Effet du pH de la solution

Le pH de la solution est un paramètre déterminant dans le processus d'adsorption, car il influence la charge de surface des biosorbants et l'état de l'adsorbat en solution. Dans cette étude, l'effet du pH a été évalué sur une plage allant de 2 à 12, en tenant compte du point de

charge zéro (pH_{zpc}) de chaque biosorbant. À des valeurs de pH inférieures au pH_{zpc}, la surface du biosorbant est chargée positivement, favorisant l'adsorption des colorants anioniques, tandis qu'à des pH supérieurs au pH_{zpc}, elle devient négativement chargée, favorisant l'adsorption des colorants cationiques. Cette approche permet d'optimiser les conditions d'adsorption en fonction des propriétés électrostatiques entre l'adsorbant et l'adsorbat (Guilhen et al., 2022). Pour chaque combinaison biosorbant-colorant, des expériences ont été menées en ajustant le pH de la solution avec des solutions de HCl ou NaOH, et en mesurant la capacité d'adsorption (q_e) après agitation.

D) Effet de la température de la solution

L'optimisation de la température est essentielle pour comprendre les mécanismes thermodynamiques et cinétiques impliqués dans la sorption des colorants par les biosorbants. Les expériences ont été réalisées à des températures variées (25 °C, 35 °C et 45 °C) pour évaluer leur influence sur la capacité d'adsorption et le taux d'adsorption. Une augmentation de la température peut entraîner une augmentation de la diffusion des molécules adsorbées vers les sites actifs, en raison de la réduction de la viscosité du solvant et de l'augmentation de l'énergie cinétique des molécules. Cependant, dans certains cas, des températures élevées peuvent réduire la capacité d'adsorption si des interactions exothermiques prédominent (Gaur et al., 2024).

Pour chaque combinaison biosorbant-colorant, les échantillons ont été soumis à un contact avec les solutions colorées à différentes températures, et les données cinétiques ont été analysées à l'aide de modèles cinétiques tels que le pseudo-second ordre, qui décrit bien les mécanismes de chimisorption (Enache et al., 2023).

E) Effet de la dose du biosorbant

L'optimisation de la dose de biosorbant est une étape cruciale pour évaluer son impact sur la cinétique et l'efficacité de l'adsorption. Une dose adéquate permet une utilisation optimale des sites actifs de l'adsorbant, tout en réduisant les coûts opérationnels et les pertes inutiles. Dans cette étude, des doses croissantes de biosorbants EM et PA ont été ajoutées à des solutions synthétiques contenant les colorants BB-RS01 et BM-N5R dans des conditions contrôlées de pH, température et agitation.

Des séries d'expérimentations en batch ont été menées en faisant varier les doses des matériaux entre 0,5 g/L et 3 g/L, tout en maintenant constants le volume des solutions et les concentrations initiales des colorants. À des intervalles de temps prédéfinis, des échantillons ont été prélevés pour mesurer la concentration résiduelle du colorant à l'aide d'un

spectrophotomètre. Ces mesures ont permis de suivre la cinétique d'adsorption et de déterminer la capacité maximale des biosorbants.

Les résultats ont été ajustés à des modèles cinétiques, notamment le modèle de pseudo-second ordre, reconnu pour sa capacité à décrire les interactions chimiques entre l'adsorbant et l'adsorbat (Muzakir & Joshua, 2023). Les données obtenues ont montré qu'une augmentation de la dose du matériau adsorbant entraîne une amélioration significative de l'adsorption grâce à une disponibilité accrue des sites actifs. Cependant, au-delà d'une certaine dose, l'efficacité par unité de masse diminue en raison de la saturation des sites actifs et d'un effet de déséquilibre dans le système (Tejada-Tovar et al., 2020).

Cette approche expérimentale permet non seulement de déterminer la dose optimale du biosorbant, mais également de maximiser l'efficacité du processus dans des conditions spécifiques. Elle constitue une base solide pour l'optimisation de la sorption à grande échelle, notamment dans les systèmes de traitement des effluents industriels.

F) Effet de la taille (ou diamètre) des biosorbants

La taille des biosorbants est un paramètre crucial influençant la cinétique de sorption. Des particules plus petites offrent une surface spécifique plus élevée et des pores plus accessibles, ce qui accélère l'interaction entre l'adsorbant et l'adsorbat. Pour évaluer cet effet, des expériences ont été réalisées en utilisant les biosorbants épi de maïs (EM) et peaux d'amande (PA), avec des particules de tailles variées, en contact avec des solutions des colorants synthétiques BB-RS01 et BM-N5R.

Les biosorbants ont été tamisés pour obtenir des fractions de tailles spécifiques (0,5-3,15mm), qui ont ensuite été utilisées dans des essais de batch. Les échantillons ont été mélangés à des solutions de colorants sous agitation contrôlée, et les prélèvements ont été réalisés à des intervalles de temps réguliers pour suivre la cinétique de sorption. Les concentrations résiduelles ont été mesurées à l'aide d'un spectrophotomètre visible.

Des études antérieures ont montré que la réduction de la taille des particules améliore le taux d'adsorption en augmentant la surface disponible et en réduisant les limitations dues à la diffusion intraparticulaire (Puja et al., 2019). Cependant, une réduction excessive de la taille des particules peut entraîner des inconvénients pratiques, tels qu'une filtration difficile ou une agglomération des particules, affectant ainsi l'efficacité globale (Jin et al., 2022).

Chapitre V : Résultats et discussion

V.1. Introduction

Afin de mieux comprendre l'efficacité des procédés de coagulation-floculation et celui de l'adsorption utilisés dans cette étude, une caractérisation approfondie des effluents de l'industrie textile SOITINE de Nedroma (Tlemcen, TLM, Algérie) a été réalisée. Cette caractérisation a été menée afin d'établir une référence comparative, puisque nos expériences ont été réalisées sur des solutions synthétiques composée des colorants BB-RS01 et BM-N5R testés. La caractérisation permet d'évaluer la composition des rejets textiles et de mieux connaître les polluants présents dans ces effluents.

V.2. Caractérisation physico-chimique des rejets liquides textiles

Des échantillons d'eaux usées ont été prélevés à partir du bassin de collecte de l'unité industrielle SOITINE de Nedroma (Tlemcen, TLM, Algérie). Ces échantillons ont servi de référence pour comparer les solutions des colorants synthétiques préparées au cours de cette étude. L'unité SOITINE utilise une grande diversité de colorants pour la coloration des textiles, ce qui influence la composition des rejets. Le tableau V.1 présente les principales caractéristiques physico-chimiques de ces effluents.

Tableau V.1 : Caractérisation physico-chimique des effluents textiles de l'unité industrielle SOITINE de Nedroma

Paramètres	Valeurs
pH	8,33
DCO (mg/L)	750
DBO ₅ (mg/L)	255
DCO/DBO ₅	2,94

L'analyse des effluents montre que ces eaux présentent une alcalinité modérée (pH = 8,33), ce qui peut résulter de l'utilisation de divers produits chimiques dans les procédés de teinturerie et de lavage. Les résultats élevés de la demande chimique en oxygène (750 mg/L) et celle de la demande biologique en oxygène sur 5 jours (255 mg/L) indiquent une forte charge organique, ce qui reflète la présence de colorants, de matières organiques non biodégradables et de résidus chimiques issus du processus de teinturerie. Le rapport DCO/DBO₅ de 2,94 met en évidence une dégradabilité biologique modérée des effluents, suggérant que ces eaux usées nécessitent un traitement physico-chimique préalable avant une éventuelle biodégradation, afin d'améliorer leur épuration et réduire leur impact environnemental. En raison de cette composition complexe, le rejet non traité de ces effluents dans l'environnement peut entraîner

plusieurs impacts négatifs, notamment l'eutrophisation des milieux aquatiques et la pollution des nappes phréatiques. L'étude des caractéristiques physico-chimiques des rejets textiles de la SOITINE met en évidence une pollution organique et minérale importante, nécessitant un traitement adapté avant tout rejet dans l'environnement. Ainsi, bien que l'usine dispose d'une station d'épuration, un traitement plus efficace reste indispensable afin d'assurer la conformité des rejets aux normes environnementales et de limiter leur impact écologique.

V.2.1. Détermination des longueurs d'onde des colorants

La Figure V.1 (a, b) illustre les spectres d'absorbance mesurés à différentes longueurs d'onde pour cinq concentrations croissantes (10 à 50 mg/L) de solutions préparées à partir des colorants Bleu Bemacron RS 01 (BB-RS01) et Marine Bemacid N-5R (BM-N5R). Ces solutions ont été préparées pour construire les courbes d'étalonnage nécessaires aux mesures ultérieures.

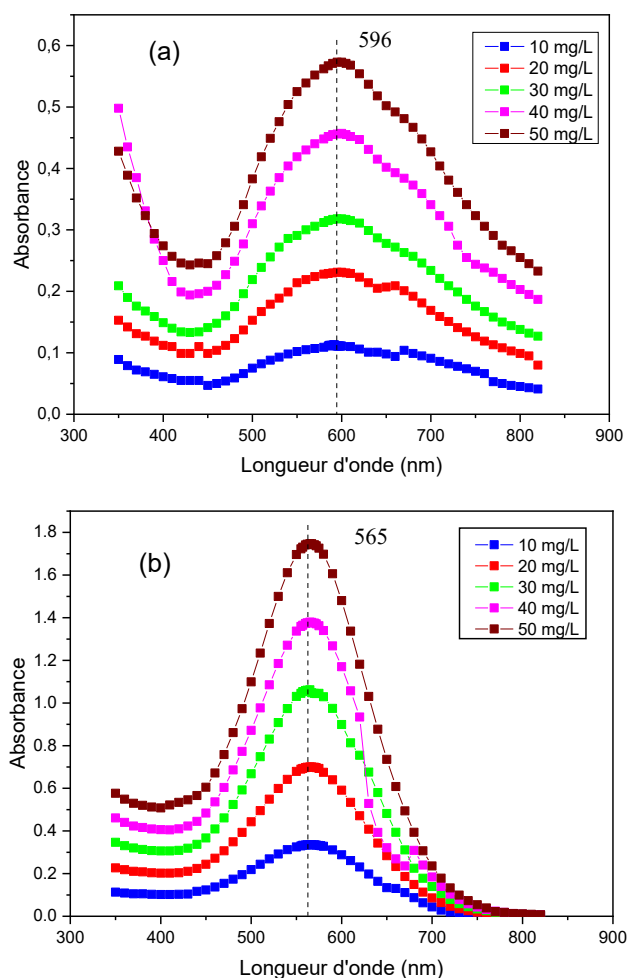


Figure V.1 : Courbes absorbance en fonction de la longueur d'onde pour différentes concentrations de colorants : (a) BB-RS01 ; (b) BM-N5R.

L'analyse spectrophotométrique a permis de déterminer les longueurs d'onde maximales ($\lambda_{\max}$) pour chaque colorant, telles que reportées dans le tableau V.2.

Tableau V.2 : Longueur d'onde maximale ($\lambda_{\max}$) pour BB-RS01 et BM-N5R

Colorant	Longueur d'onde maximale ($\lambda_{\max}$)
Bemacid Marine N-5R	565 nm
Bleu Bemacron RS 01	596 nm

V.2.2. Courbes d'Étalonnage

Les courbes d'étalonnage, illustrées dans la figure V.2 (a, b), ont été obtenues en représentant l'absorbance mesurée à une longueur d'onde spécifique en fonction de la concentration du colorant étudié. Cette méthode permet de déterminer la relation entre l'intensité de l'absorbance et la concentration, selon le principe de la loi de Beer-Lambert, qui stipule que l'absorbance est proportionnelle à la concentration du soluté dans la solution, sous certaines conditions.

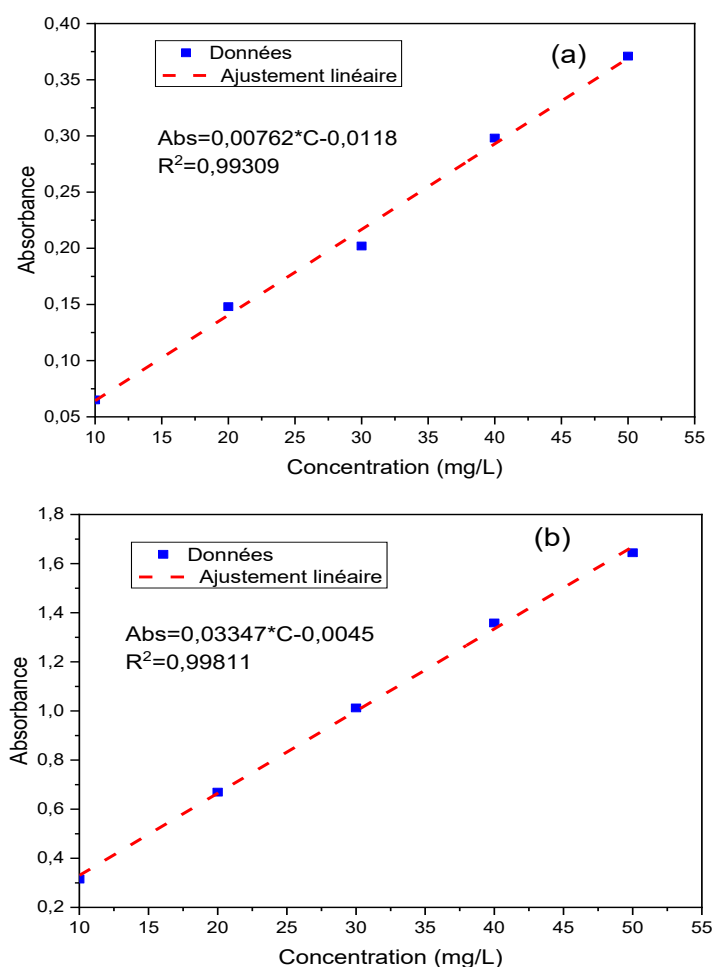


Figure V.2 : Courbes d'étalonnage : (a) BB-RS01 ; (b) BM-N5R.

Les courbes d'étalonnage obtenues montrent une relation linéaire évidente, validée par des coefficients de corrélation élevés (R^2), et sont décrites par les équations suivantes :

$$\text{BB-RS01 : Abs} = 0.00762 \times C - 0.0118, \text{ avec } R^2 = 0.993$$

$$\text{BM-N5R : Abs} = 0.03347 \times C - 0.0045, \text{ avec } R^2 = 0.998$$

Ces équations révèlent des performances élevées des courbes d'étalonnage pour les deux colorants, avec des coefficients de détermination proches de 1, ce qui indique une bonne linéarité et une précision élevée dans la relation absorbance-concentration. Un coefficient de corrélation de 0.993 pour BB-RS01 et 0.998 pour BM-N5R suggère une excellente concordance entre les données expérimentales et la relation théorique attendue. Les courbes d'étalonnage sont essentielles pour déterminer la concentration de colorants inconnus dans des échantillons en mesurant simplement l'absorbance à la longueur d'onde spécifique de chaque colorant. En utilisant les équations d'étalonnage, la concentration des colorants peut être calculée avec précision à partir des valeurs d'absorbance obtenues lors des expériences. Ces courbes serviront donc de référence pour toute analyse future des colorants dans des solutions complexes, offrant un outil efficace pour la quantification des contaminants dans les eaux usées traitées.

V.3. Caractérisation des biosorbants

L'évaluation des propriétés physico-chimiques de nos matériaux biosorbants (l'épi de maïs, les peaux d'amande) est une étape importante dans toute étude d'adsorption. Elle permet d'appréhender les mécanismes d'interaction entre les adsorbants et les colorants. Pour notre étude, la caractérisation de nos biosorbants a englobé les analyses suivantes :

- L'analyse spectroscopique FTIR ;
- L'analyse BET (Brunauer-Emmett-Teller) ;
- L'analyse thermogravimétrique (TGA/DTA) ;
- La détermination du point de charge zéro (pH_{zpc}).

V.3.1. Analyse Spectroscopique Infrarouge (FTIR)

La spectroscopie infrarouge (FTIR) est un outil analytique puissant qui permet de caractériser les groupes fonctionnels à la surface des biosorbants.

A. Cas de l'épi de maïs

Les figures V.3 et V.4 présentent les spectres FTIR couvrant la plage spectrale de 4000 à 500 cm^{-1} , respectivement de l'épi de maïs et des peaux d'amande.

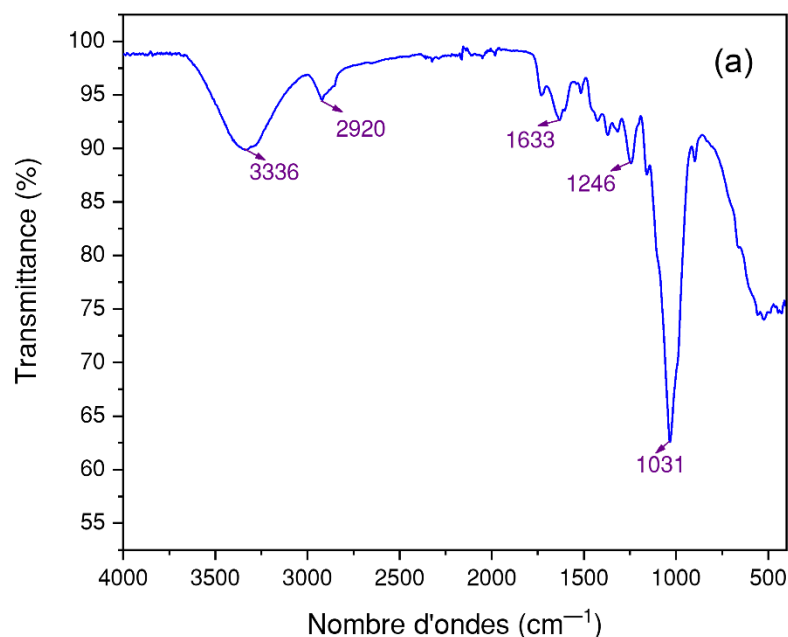


Figure V.3 : Spectres FTIR de l'épi de maïs

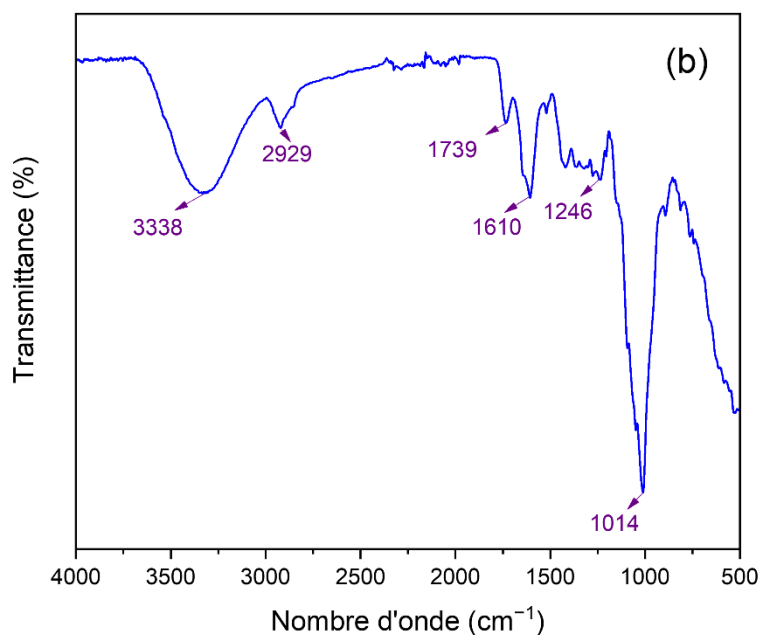


Figure V.4 : Spectres FTIR des peaux d'amande

Le spectre FTIR de l'épi de maïs (Figure V.3) montre une bande large et intense centrée à 3336 cm^{-1} , attribuée aux vibrations d'étirement des groupes hydroxyles (-OH) et amines (-NH), reflétant la richesse en groupes fonctionnels polaires du matériau (Mahadevan et al., 2022). Les bandes C-H asymétriques et symétriques apparaissent respectivement à 2920 cm^{-1} et 2868 cm^{-1} , caractéristiques des vibrations d'étirement des liaisons C-H (Daoud et al., 2019). Une bande à 1633 cm^{-1} est associée aux vibrations des groupes carbonyles (C=O) présents dans les hémicelluloses (Xiao et al., 2016). Les pics à 1246 cm^{-1} (groupes C-N, amines) et 1153 cm^{-1}

¹ (groupes C-O, acides carboxyliques) confirment la présence de ces groupes fonctionnels spécifiques (Akkari et al., 2023; Yu & Luo, 2014). Enfin, une bande intense à 1031 cm^{-1} est reliée aux vibrations C-O-H ou C-O-R, typiques des alcools et des esters (Bouchelkia et al., 2023; Boumediene et al., 2015).

Le spectre FTIR des peaux d'amande (Figure V.4) met en évidence plusieurs bandes d'absorption caractéristiques des groupes fonctionnels présents dans leur structure. On observe une large bande autour de 3338 cm^{-1} , correspondant aux vibrations d'élongation des liaisons hydroxyles (-OH), qui sont principalement associées aux groupes phénoliques et aux polysaccharides. Une bande à 2929 cm^{-1} est attribuée aux liaisons C-H des chaînes aliphatiques. Les bandes situées autour de 1739 cm^{-1} et 1610 cm^{-1} sont associées aux vibrations des groupes carbonyles (C=O) présents dans les composés lignocellulosiques et les esters. De plus, les bandes à 1246 cm^{-1} indiquent la présence de liaisons C-O-C, typiques des hétéros polysaccharides et de la lignine. Enfin, la bande à 1014 cm^{-1} est caractéristique des groupes C-O des polysaccharides présents dans la structure des peaux d'amande. Ces groupes fonctionnels sont similaires à ceux identifiés dans d'autres études sur l'adsorption des polluants par les peaux d'amande (Yahya et al., 2020).

V.3.2. Analyse BET (Brunauer-Emmett-Teller)

L'analyse BET constitue une méthode fondamentale pour caractériser les propriétés texturales des deux biosorbants étudiés, à savoir les épis de maïs et les peaux d'amandes. Elle permet de déterminer des paramètres critiques tels que la surface spécifique, le volume des pores et la distribution de leurs tailles, éléments clés pour évaluer et comparer l'efficacité d'adsorption de ces matériaux.

a. Cas de l'épi de maïs

L'analyse BET de l'épi de maïs révèle des caractéristiques texturales prometteuses pour des applications d'adsorption. Les isothermes d'adsorption-désorption obtenues (Figure V.5) se classent parmi les types II et IV selon la classification BET, indiquant la présence simultanée de méso pores (type IV) et de macro pores (type II), avec une boucle d'hystérésis typique des méso pores (Xu et al., 2022).

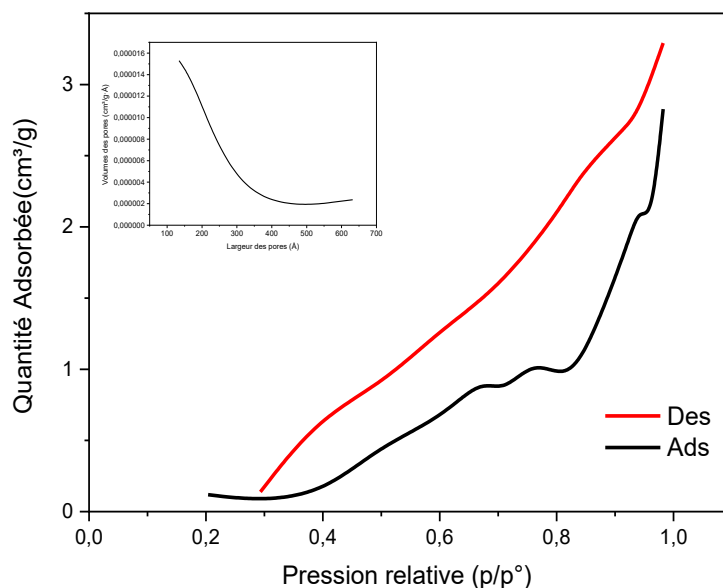


Figure V.5 : Isotherme d'adsorption BET des épis de maïs : variation de la quantité adsorbée en fonction de la pression relative

La figure V.5 présentant les isothermes d'adsorption-désorption de l'azote (N_2), mis en évidence la dynamique des interactions entre l'adsorbant et l'adsorbat. Par ailleurs, cette même figure (voir encart) illustre la distribution des tailles de pores, déduite de la trajectoire d'adsorption des isothermes, fournissant des informations détaillées sur la structure poreuse des biosorbants. En termes de propriétés des pores, l'épi de maïs présente une surface spécifique de $0,4127 \text{ m}^2/\text{g}$, un diamètre moyen des pores de $134,34 \text{ \AA}$, et une distribution de pores couvrant une large gamme, incluant des méso pores ($17\text{--}3000 \text{ \AA}$) et des macro pores ($>500 \text{ \AA}$), comme le montre le tableau V.3, ce qui confirme sa nature méso-poreuse (Sonwane & Bhatia, 2000).

Tableau V.3 : Propriétés texturales de l'épi de maïs obtenues par analyse BET

Surface BET (m^2 / g)	0,4127
Diamètre des pores BJH ($\text{\AA}$)	134,34
Volume des pores (cm^3/g)	0,005531

Ces caractéristiques confirment le potentiel de l'épi de maïs en tant qu'adsorbant polyvalent, capable de retenir des molécules de tailles variées, rendant ce matériau particulièrement intéressant pour des applications dans le traitement des polluants.

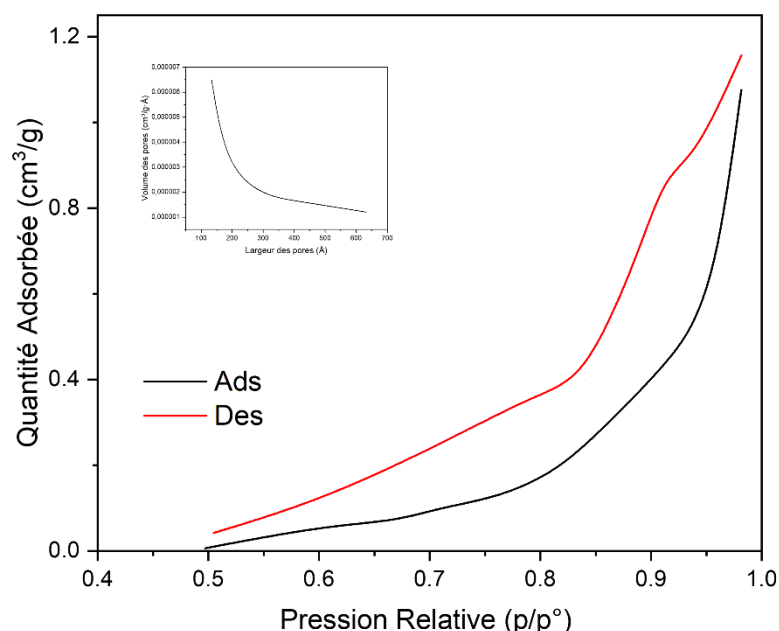
b. Cas des peaux d'amande

L'analyse BET des peaux d'amande (Tableau V.4) met en évidence des isothermes d'adsorption-désorption classées comme types II et IV, révélant une structure poreuse dominée par des méso pores et des macros pores.

Tableau V.4 : Propriétés texturales des peaux d'amande obtenues par analyse BET

Surface BET (m²/g)	0,394
Diamètre des pores BJH (Å)	198,986
Volume des pores (cm³/g)	0.001958

Ces propriétés témoignent de leur aptitude à capturer des molécules de tailles variées, répondant ainsi aux exigences des processus d'adsorption. Avec une surface spécifique de 0,394 m²/g, légèrement inférieure à celle de l'épi de maïs, et un diamètre moyen des pores de 198,986 Å, les peaux d'amande présentent une distribution poreuse élargie, composée majoritairement de méso pores (17–3000 Å) et d'un nombre réduit de macro pores (>500 Å). La figure V.6 illustre les isothermes d'adsorption-désorption de l'azote (N₂), mettant en évidence les interactions entre l'adsorbant et l'adsorbant.

**Figure V.6 : Isotherme d'adsorption BET des peaux d'amande : Évolution de la quantité adsorbée en fonction de la pression relative**

En complément, l'encart de cette figure représente la distribution des tailles de pores, déduite de la courbe d'adsorption, offrant ainsi une caractérisation approfondie de la structure poreuse des biosorbants. Les caractéristiques texturales des deux biosorbants leur confèrent un potentiel notable en adsorption, bien que leur efficacité puisse être limitée par une surface spécifique plus faible.

V.3.3. Analyse thermogravimétrique (TGA/DTA)

a. Cas de l'Épi de maïs

L'analyse thermogravimétrique (TGA/DTA) de l'épi de maïs, présentée dans la figure V.7, illustre sa stabilité thermique sous atmosphère inerte (azote) dans une plage de températures allant de 22 à 650°C.

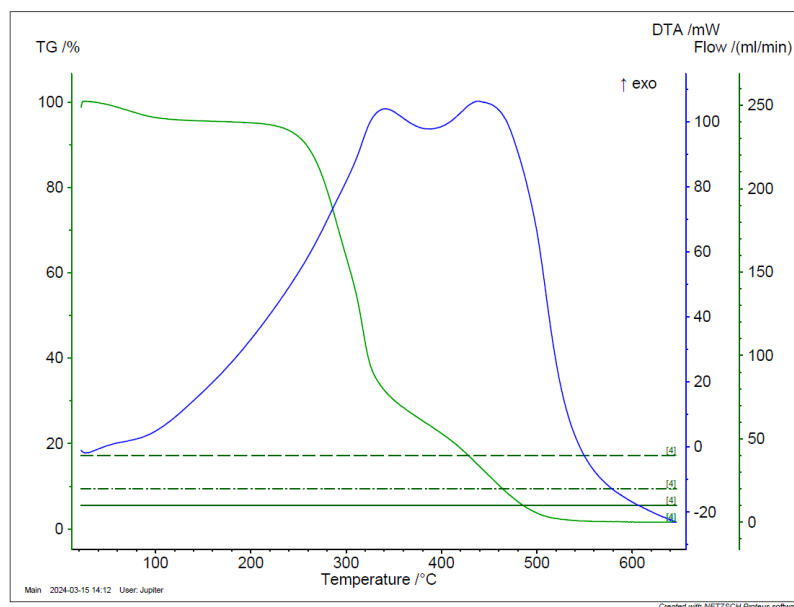


Figure V.7 : Analyse thermogravimétrique (TGA) et différentielle thermique (DTA) de l'épi de maïs

Trois étapes thermiques principales sont identifiées. La première (22-240°C) correspond à une perte de masse d'environ 7%, attribuable à l'évaporation de l'eau physiquement adsorbée sur le matériau (Nguyen et al., 2023). La seconde (250-500°C) est marquée par une dégradation significative des constituants organiques, principalement la cellulose et l'hémicellulose, entraînant une perte de masse majeure estimée à 88 % (El-Habacha et al., 2023). Enfin, au-delà de 500°C, la carbonisation résiduelle provoque une perte supplémentaire de 4 % (Arica et al., 2022). Ces observations mettent en évidence la capacité de l'épi de maïs à résister à des températures modérées tout en maintenant ses propriétés fonctionnelles, ce qui le rend adapté à des applications environnementales diversifiées.

B. Cas des peaux d'amande

L'analyse thermogravimétrique (TGA) et (DTA) des peaux d'amande révèlent un profil thermique caractéristique, bien que des variations spécifiques dans les plages de température et les pertes de masse soient observées en raison de leur composition chimique unique. Ces observations sont en accord avec les études récentes sur les biomatériaux ligno-cellulosiques (El-Sayed et al., 2024). La Figure V.8 illustre clairement cette analyse, montrant les différentes étapes de dégradation thermique.

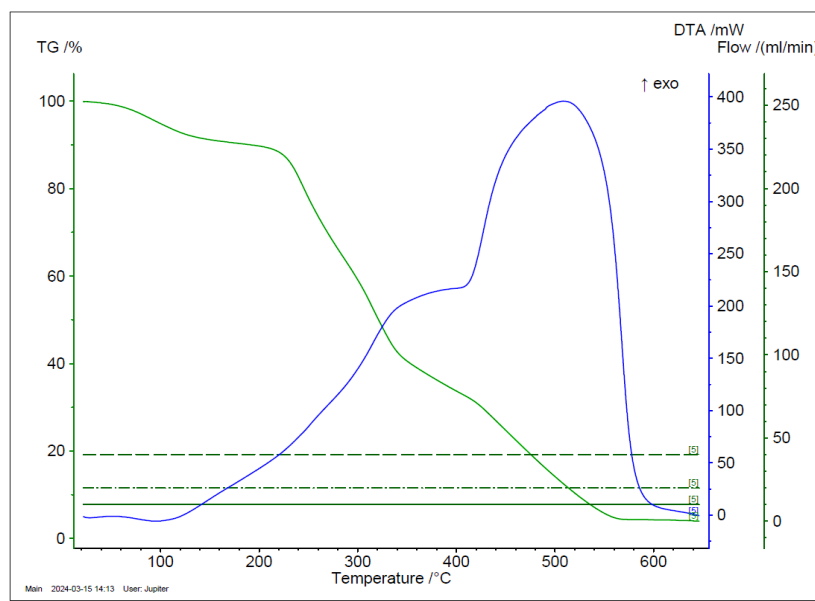


Figure V.8 : Analyse thermogravimétrique (TGA) et différentielle thermique (DTA) des peaux d'amandes

Lors de la première phase de dégradation (22-215°C), une perte de masse d'environ 10 % est attribuée à l'élimination de l'eau adsorbée physiquement. Cette étape est typique des matériaux biologiques et reflète la teneur en humidité résiduelle (Valdés et al., 2015). La seconde étape (220-550°C) correspond à la dégradation thermique des composants organiques, principalement la cellulose, l'hémicellulose et les composés phénoliques. Cette phase est marquée par une perte de masse significative de 83%, ce qui est cohérent avec les études sur la décomposition thermique des polyphénols (Salgado-Ramos et al., 2022). Enfin, dans la plage de température de 550 à 650°C, une carbonisation progressive des résidus organiques entraîne une perte de masse supplémentaire de 2 %. Ce phénomène est souvent observé dans les matériaux lignocellulosiques et indique la formation de résidus carbonés stables (Isinkaralar, 2024). Ces résultats mettent en évidence la complexité de la composition des peaux d'amande et leur comportement thermique, qui est influencé par leur teneur en composés organiques et inorganiques. Ces informations sont cruciales pour l'optimisation des processus de valorisation thermique des déchets agricoles.

V.3.5. Détermination du point de charge zéro (pH_{zpc})

Le point de charge zéro (pH_{zpc}) est un paramètre fondamental pour caractériser la charge de surface d'un biosorbant en fonction du pH. Il conditionne les interactions entre la surface de l'adsorbant et les molécules ou ions présents en solution, jouant un rôle clé dans les processus d'adsorption, en particulier pour les colorants textiles. Les résultats trouvés pour ce cas d'étude sont présentés sur la figure V.9 (a,b).

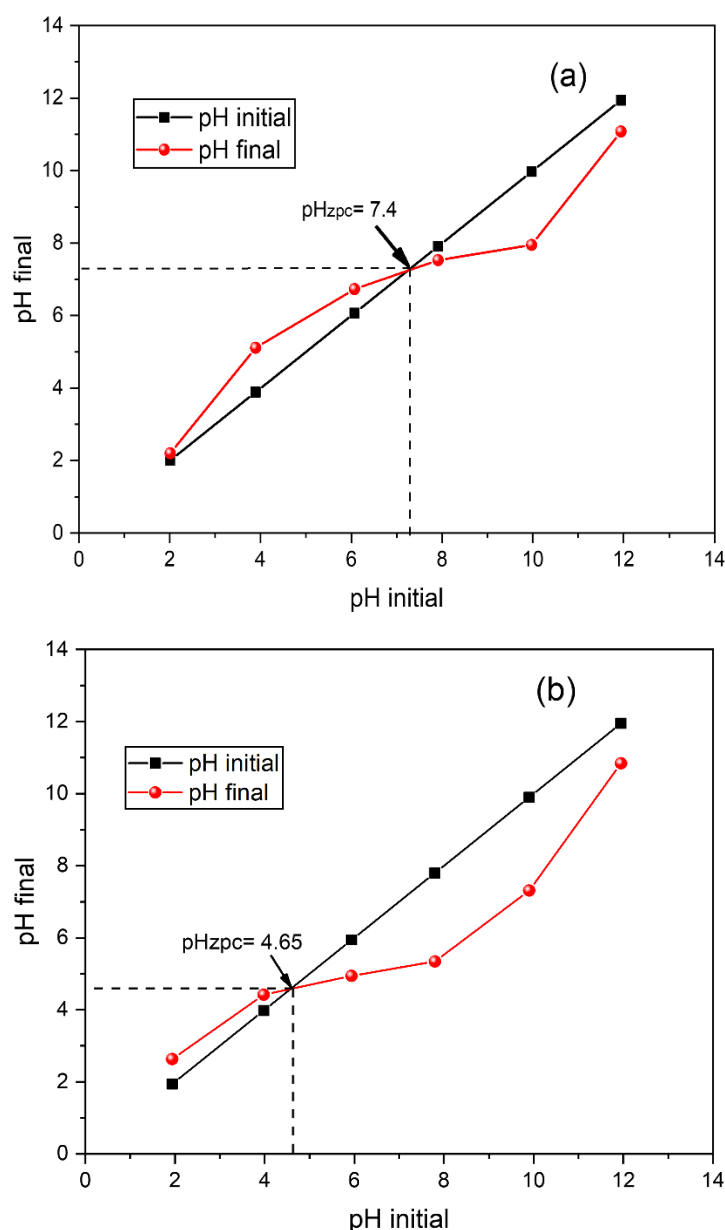


Figure V.9 : Variation du point de charge zéro (pHzpc) des biosorbants :
(a) épi de maïs et (b) peaux d'amande

Pour l'épi de maïs, les analyses du point de charge zéro pour l'épi de maïs révèlent une valeur mesurée à 7,4, conforme aux données rapportées par Suteu et al. (Suteu et al., 2011). Cela signifie que lorsque le pH de la solution dépasse 7,4, la surface de l'épi de maïs devient négativement chargée, ce qui favorise l'adsorption des colorants cationiques tels que le bleu de méthylène. En revanche, pour des pH inférieurs à cette valeur, la surface acquiert une charge positive, augmentant son affinité pour les colorants anioniques. Ces propriétés font de l'épi de maïs un biosorbant flexible et performant, particulièrement adapté pour le traitement des effluents industriels contenant des charges mixtes de polluants (Farnane et al., 2018).

Pour les peaux d'amande, le point de charge zéro (pH_{zpc}) est déterminé à 4,65, reflétant leur nature acide et leur capacité à interagir efficacement avec divers types de polluants en fonction du pH du milieu. À des valeurs de pH supérieures à 4,65, la surface des peaux d'amande devient négativement chargée, favorisant l'adsorption des ions cationiques tels que le méthylène bleu ou le vert brillant, comme l'ont démontré des études récentes (Melhaoui et al., 2021; Vamvuka et al., 2024). À l'inverse, lorsque le pH est inférieur à cette valeur, la surface acquiert une charge positive, augmentant son affinité pour les anions comme le rouge Congo ou les colorants acides (Atmani et al., 2009). Ces résultats mettent en lumière leur efficacité remarquable pour éliminer une large gamme de colorants dans les effluents textiles, tout en valorisant un déchet agricole disponible et économique. Leur utilisation permet non seulement de réduire l'impact environnemental des industries textiles, mais également de promouvoir des solutions durables et accessibles pour le traitement des eaux usées (Jorge et al., 2023).

La détermination des pH_{zpc} des deux biosorbants démontre leur complémentarité dans l'élimination des colorants textiles. Les résultats soulignent leur potentiel pour une application industrielle, en adaptant le pH des effluents pour optimiser les performances d'adsorption.

V.4. Etude de la coagulation-floculation-sédimentation (CFS) des colorants (effet de paramètres sur le processus de la décoloration)

Dans le cadre de nos expériences, des solutions avec une concentration de 500 mg/L pour les colorants BB-RS01 et BM-N5R ont été préparées afin de simuler les concentrations typiques retrouvées dans les eaux usées textiles. Cette approche a permis d'étudier de manière rapprochée l'efficacité du processus de traitement face à des concentrations de colorants courantes dans l'industrie textile. Sauf pour le cas d'étude de l'effet du pH, les expériences ont été réalisées dans une plage de pH naturel allant de 6 à 8, correspondant aux conditions typiques des effluents textiles. De plus, nous avons maintenu la température à environ $25 \pm 2^\circ\text{C}$ pour simuler des conditions environnementales courantes. Dans l'étude de l'effet des doses de coagulant, une concentration constante de flocculant de 50 mg/L a été choisie de manière arbitraire et maintenue constante tout au long des expériences. L'ensemble des conditions opératoires appliquées lors des essais de coagulation-floculation-sédimentation est résumé dans le Tableau V.5.

Tableau V.5 : Conditions expérimentales et justification des paramètres opératoires de la CFS

Paramètre	Unité	Valeur ou Plage testée	Justification
Dose de coagulant	mg/L	25 – 600	Déterminée par essais Jar-Test
Concentration du floculant	mg/L	50 (constante)	Concentration fixée de manière arbitraire
pH initial	–	6 – 8	Zone optimale de précipitation des hydroxydes métalliques
Temps d'agitation rapide	min	2	Favorise la dispersion homogène du coagulant
Vitesse d'agitation rapide	tr/min	200	Recommandée pour une bonne homogénéisation
Temps d'agitation lente	min	15	Favorise la croissance des floes
Vitesse d'agitation lente	tr/min	40	Évite le cisaillement des floes formés
Temps de décantation	min	30	Assure un équilibre entre clarté et vitesse de sédimentation
Température	°C	25 ± 2	Conditions ambiantes de laboratoire
Volume d'échantillon	mL	500	Volume standard pour essais Jar-Test

V.4.1. Effet de la dose du coagulant

L'efficacité du processus de la coagulation-floculation dépend de manière cruciale du dosage précis des coagulants et des floculants, qui doivent être adaptés aux concentrations initiales des contaminants dans l'eau. Le sulfate d'aluminium ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$) est couramment utilisé comme coagulant dans ce type de traitement. Les résultats expérimentaux obtenus (Figure V.10) indiquent que la dose optimale de coagulant pour le colorant BM-N5R est de 300 mg/L, ce qui permet de réduire la concentration résiduelle de colorant à 48,42 mg/L. Pour le colorant BB-RS01, la dose optimale est de 400 mg/L, ce qui permet d'atteindre une concentration résiduelle de 70 mg/L.

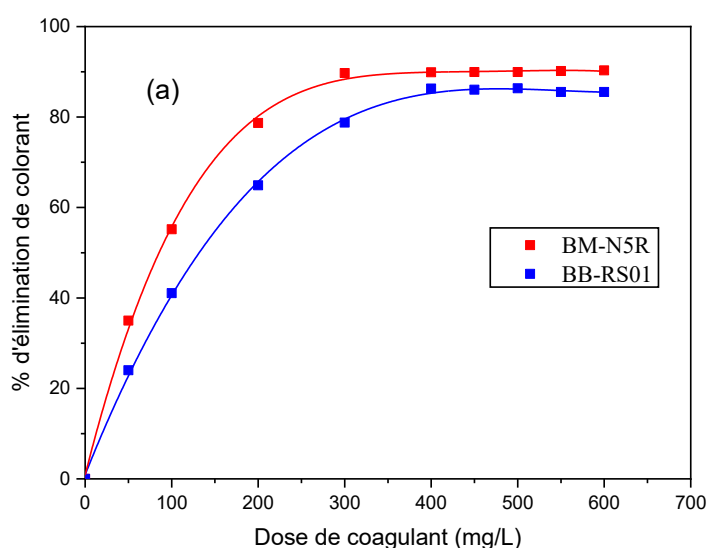


Figure V.10 : Influence de la dose de coagulant sur le pourcentage d'élimination des colorants à concentration constante.

L'efficacité de l'élimination des colorants augmente avec la dose du coagulant jusqu'à atteindre un maximum, à partir duquel elle reste constante (Figure V.10). Une augmentation de la dose du coagulant au-delà de ce seuil optimal n'entraîne pas une amélioration significative de l'efficacité du traitement, mais peut éventuellement conduire à une inefficacité due à des phénomènes tels que la surcharge en coagulant, ce qui pourrait nuire à la formation de flocs stables. Le coagulant, une fois ajouté à la solution, se disperse rapidement, ce qui favorise l'agglomération des particules des colorants en facilitant leur sédimentation.

V.4.2. Effet de la dose du flocculant

Les expérimentations ont été menées avec des doses variant entre 30 et 125 mg/L, tout en maintenant constante la dose optimale du coagulant. L'étude de l'effet de la dose du flocculant Superfloc 8396 sur l'efficacité du traitement des eaux usées a révélé des résultats significatifs, soulignant l'importance de l'optimisation de ce paramètre (Figure V.11).

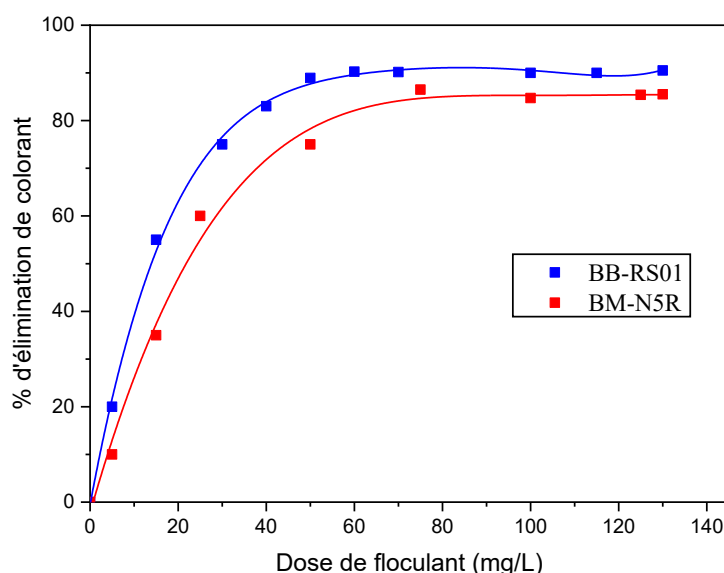


Figure V.11 : Efficacité d'élimination des colorants pour différentes doses du flocculant Superfloc 8396 utilisées

Pour le colorant BB-RS01, une dose optimale de 50 mg/L correspondant à un taux de décoloration de 90,6%, démontre la capacité du flocculant à induire la formation de flocs denses et facilement décantables. Ces flocs favorisent une séparation rapide et efficace des contaminants, réduisant ainsi significativement la concentration de colorants dans les effluents traités. En revanche, pour le colorant BM-N5R, une dose optimale de 75 mg/L flocculant Superfloc 8396 a été nécessaire pour obtenir un taux d'élimination de 88%, comme montrer dans la figure V.11.

Ces résultats mettent en évidence l'importance d'adapter la concentration du flocculant en fonction des propriétés spécifiques des colorants, telles que leur taille moléculaire, leur charge ionique et leur réactivité chimique. Une dose plus importante s'avère parfois essentielle pour certains colorants, illustrant ainsi la variabilité des interactions entre le flocculant et les contaminants présents dans les eaux usées. Cependant, un dosage bien ajusté permet de former des flocs robustes et bien structurés, améliorant la décantation et réduisant efficacement les polluants. L'utilisation du Superfloc 8396 se révèle particulièrement prometteuse pour le traitement des effluents colorés de l'industrie textile, grâce à ses propriétés de floculation exceptionnelles. Néanmoins, l'optimisation de la dose de ce polymère est un paramètre clé pour maximiser l'efficacité du processus de coagulation-floculation-sédimentation.

V.4.3. Effet du pH de la solution

Le pH des solutions constitue un paramètre déterminant dans le processus de coagulation-floculation, car il affecte directement la charge des particules colloïdales ainsi que l'efficacité du coagulant utilisé. Dans cette étude, les résultats mettent en évidence une variation significative de l'efficacité en fonction du pH pour les colorants BB-RS01 et BM-N5R, soulignant l'importance de ce paramètre dans l'optimisation des performances.

Pour le colorant BB-RS01, une efficacité maximale d'élimination de 95,1% a été observée à un pH de 8, avec une concentration résiduelle de seulement 25 mg/L. En revanche, pour le colorant BM-N5R, le rendement optimal a été atteint à un pH de 4, avec une efficacité de 90,3% et une concentration résiduelle de 50 mg/L (Figure V.12).

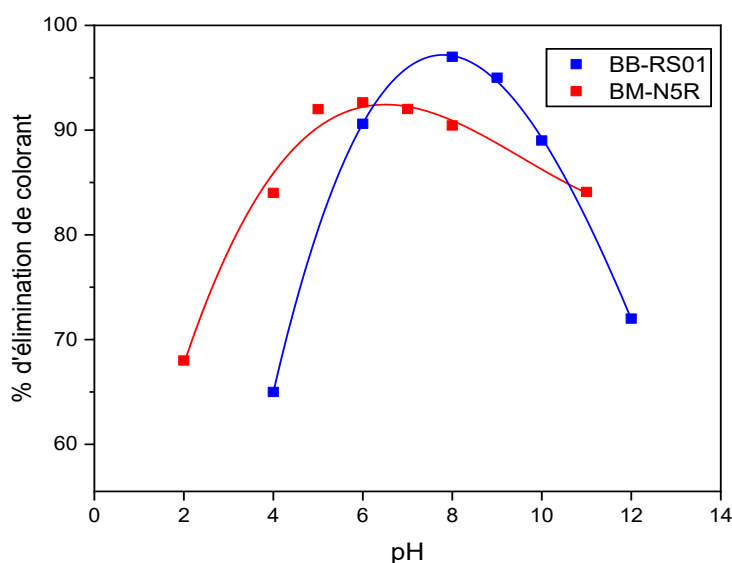
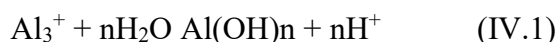


Figure V.12 : Influence du pH de solution sur l'élimination des colorants par

coagulation-floculation-sédimentation.

Ces différences dans les pH optimaux peuvent être attribuées à la nature chimique distincte des colorants, influençant leur interaction avec les ions générés par l'hydrolyse du coagulant, en l'occurrence le sulfate d'aluminium. Le mécanisme sous-jacent peut être expliqué par les réactions d'hydrolyse du sulfate d'aluminium, représentées par l'équation suivante :



Ces réactions modifient la charge des particules colloïdales en solution. À des pH plus élevés, la formation d'espèces hydroxylées favorise la neutralisation des charges et l'agglomération des particules, conduisant à une coagulation efficace pour BB-RS01. Inversement, à des pH plus acides, les charges positives des particules et des coagulants interagissent plus efficacement avec BM-N5R, optimisant le processus de floculation.

Ces résultats soulignent la nécessité de contrôler rigoureusement le pH pour maximiser l'efficacité du traitement, en tenant compte des caractéristiques spécifiques des colorants et des mécanismes chimiques en jeu.

V.4.4. Essais de la coagulation-floculation-sédimentation en utilisant le cactus

Ce cas d'expériences a pour but d'évaluer le potentiel de la poudre de cactus (PC) en tant que bio-coagulant pour le traitement des colorants BB-RS01 et BM-N5R. Les essais ont été menés en respectant les conditions optimales déterminées lors de la phase préliminaire de la coagulation-floculation, afin d'assurer la reproductibilité et la fiabilité des résultats.

Les résultats obtenus (tableau V.6) mettent en évidence une efficacité de traitement variable, dépendant à la fois du type de colorant et de l'utilisation combinée de la poudre de cactus avec un coagulant conventionnel, tel que le sulfate d'aluminium.

Tableau V.6 : Efficacité de la coagulation-floculation en fonction de la dose optimale de la poudre de cactus (PC) seule et en association avec le sulfate d'aluminium

Colorant	Rendements d'élimination (%)	
	PC	PC + Sulfate d'aluminium
BB-RS01	23%	86%
BM-N5R	17%	71%

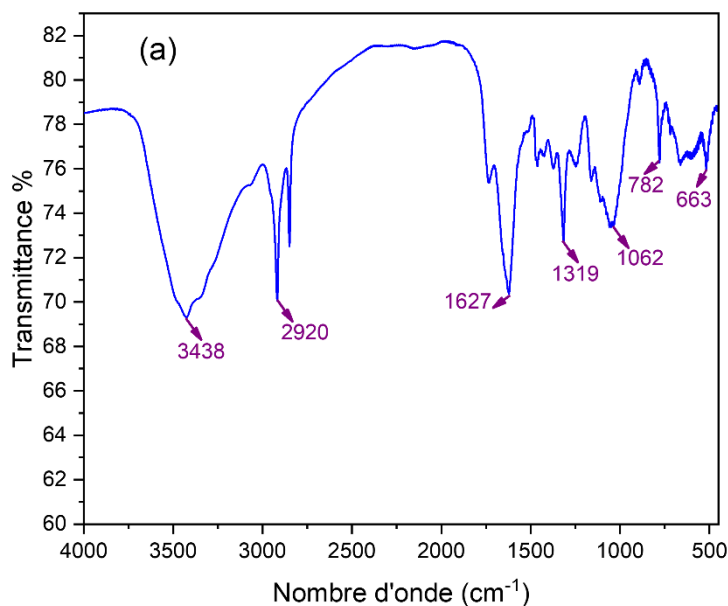
Lorsque la poudre de cactus est utilisée seule, l'efficacité d'élimination des colorants reste relativement modérée, atteignant 23% pour BB-RS01 et 17% pour BM-N5R. Cette performance limitée peut être attribuée à la nature chimique de la poudre de cactus, qui contient des polysaccharides et des mucilages capables d'induire une coagulation naturelle, mais qui présente une affinité réduite avec certains types de colorants. Cependant, lorsque la poudre de

cactus est combinée avec le sulfate d'aluminium, une nette de l'efficacité de coagulation est respectée. En effet, l'élimination du BB-RS01 passe de 23% à 86%, tandis que celle du BM-N5R augmente de 17% à 71%. Cette synergie entre le bio-coagulant et le coagulant chimique peut être expliquée par une action combinée des mucilages naturels du cactus et des propriétés floculantes du sulfate d'aluminium, favorisant une meilleure agglomération et sédimentation des particules colorées.

Ces résultats soulignent l'intérêt d'une approche hybride, associant un bio-coagulant naturel à un coagulant chimique, pour améliorer l'efficacité du traitement des eaux colorées tout en spécifiant la consommation de produits chimiques. L'utilisation de la poudre de cactus en tant qu'agent de coagulation alternatif ou complémentaire pourrait ainsi représenter une solution plus durable et respectueuse de l'environnement dans le domaine du traitement des effluents industriels (Nharingo & Moyo, 2016).

V.4.5. Analyse FTIR du cactus et ses interactions avec les colorants

La figure V.13 illustre les spectres FTIR du cactus avant et après contact avec les colorants (BB-RS01 et BM-N5R), permet d'identifier les groupes fonctionnels impliqués dans les interactions chimiques entre le bio-coagulant et les colorants.



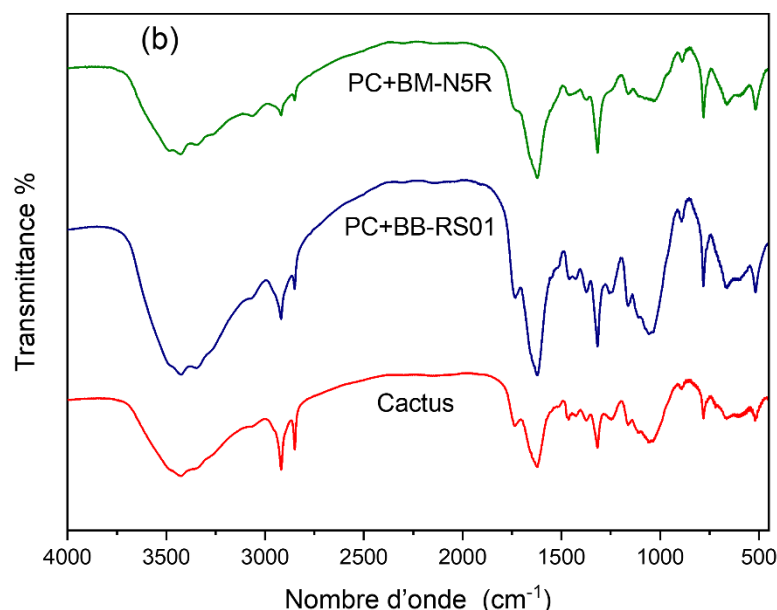


Figure V.13 : Analyse FTIR du cactus avant et après contact avec les colorants (a) Spectre FTIR du cactus seul (b) Spectres FTIR du cactus après interaction avec les colorants BB-RS01 et BM-N5R.

Dans la figure V.13a, qui représente le spectre FTIR du cactus en poudre, plusieurs bandes caractéristiques sont observées. Une bande large à 3438 cm^{-1} correspond aux vibrations d'élongation O-H, indiquant la présence de groupes hydroxyles issus des polysaccharides, des phénols ou de l'eau résiduelle. La bande à 2920 cm^{-1} est attribuée aux vibrations C-H des chaînes aliphatiques, souvent présentes dans les biopolymères et les lipides. Une absorption marquée à 1627 cm^{-1} est caractéristique des vibrations d'élongation C=O, associées aux groupes carbonyles ou carboxyles présents dans la structure polysaccharidique du cactus. De plus, des bandes situées à 1319 cm^{-1} et 1052 cm^{-1} sont liées aux vibrations des liaisons C-O-C et C-OH, indiquant la présence de polysaccharides et de mucilages. Enfin, les bandes observées à 782 cm^{-1} et 663 cm^{-1} correspondent aux vibrations hors plan des liaisons C-H aromatiques (Betatache et al., 2014; Bouaouine et al., 2018; Othmani et al., 2020).

La figure V.13b présente une comparaison des spectres FTIR de la poudre de cactus avant et après interaction avec les colorants BB-RS01 et BM-N5R. À la suite de l'adsorption, plusieurs modifications spectrales sont observées, indiquant des interactions entre les groupes fonctionnels du cactus et les molécules de colorant. Une atténuation ainsi qu'un léger déplacement de certaines bandes caractéristiques suggèrent l'implication des groupes hydroxyles dans le mécanisme d'adsorption. Par ailleurs, des variations significatives sont détectées dans les bandes attribuées aux groupes carbonyles et polysaccharidiques, révélant des interactions chimiques potentielles entre le biosorbant et les colorants. En outre, des altérations dans les régions spectrales associées aux structures aromatiques mettent en évidence une

modification partielle de la structure du biocoagulant après son contact avec les colorants. Ces transformations confirment l'implication des groupes fonctionnels du cactus dans le processus de coagulation-floculation, soulignant ainsi son efficacité en tant que biocoagulant naturel.

Ces résultats démontrent que les groupes fonctionnels présents dans la poudre de cactus, notamment les hydroxyles, les carbonyles et les polysaccharides, jouent un rôle clé dans l'adsorption des colorants BB-RS01 et BM-N5R. Les interactions observées sont probablement dues à des liaisons hydrogène, des interactions électrostatiques et des interactions chimiques spécifiques entre les colorants et la matrice biosorbante. Ces observations confirment le potentiel du cactus en tant que biocoagulant et biosorbant naturel pour le traitement des eaux colorées.

V.5. Etude de l'adsorption des colorants

Dans cette étude de couplage, le processus d'adsorption a été réalisé à la suite des étapes de coagulation-floculation et sédimentation (CFS). Les expériences cinétiques d'adsorption des colorants ont été réalisées dans des conditions rigoureusement contrôlées, préalablement définies pour le processus CFS. Pour le colorant BM-N5R, le pH initial des solutions a été ajusté à environ 6,5, avec une concentration initiale de colorant (C_0) fixée à 50 mg/L. En ce qui concerne le colorant BB-RS01, le pH initial a été ajusté à environ 8, avec une concentration initiale de 25 mg/L. Dans les deux cas, le rapport m/V a été maintenu à 1 g/L, où la masse des biosorbants EM et PA était de 1 g pour un volume de solution de 1 L. Pour garantir l'homogénéité des expériences, des biosorbants présentant un diamètre de particules uniforme (d_p) de 1,25/2 mm ont été utilisés. Les solutions ont été maintenues à une température constante de 25 ± 2 °C, et la vitesse d'agitation (W) a été fixée à 400 tours par minute afin d'optimiser le contact entre l'adsorbat et l'adsorbant. Les essais d'adsorption des colorants ont été conduits en système simple en utilisant les épis de maïs puis les peaux d'amande. L'ensemble des conditions opératoires appliquées lors de ces expériences est présenté dans le Tableau V.7.

Tableau V.7 : Conditions opératoires et paramètres expérimentaux du procédé d'adsorption

Paramètre	Symbole / Unité	Valeur ou Condition expérimentale	Remarques / Justification
Type de colorant	–	BM-N5R & BB-RS01	Colorants représentatifs des effluents textiles réels
pH initial	–	6,5 (BM-N5R) ; 8 (BB-RS01)	Ajusté à l'aide de NaOH ou HCl pour optimiser l'adsorption
Concentration initiale du colorant	C_0 (mg/L)	50 (BM-N5R) ; 25 (BB-RS01)	Reflète la charge typique en colorants des effluents traités
Rapport adsorbant/solution	m/V (g/L)	1 g/L	Masse des biosorbants fixée à 1 g pour 1 L de solution
Type de biosorbant	–	Épis de maïs (EM) et peaux d'amande (PA)	Matériaux biosourcés utilisés successivement en système simple

Diamètre moyen des particules	d_p (mm)	1,25 – 2	Taille contrôlée pour homogénéiser la cinétique d'adsorption
Température	T (°C)	25 ± 2	Conditions isothermes, température ambiante contrôlée
Vitesse d'agitation	W (tr/min)	400	Garantit un contact optimal entre adsorbant et adsorbé
Volume de solution	V (L)	1	Volume unitaire des essais en béchers
Durée d'agitation	t (min ou h)	Variable selon cinétique	Déterminée en fonction du temps d'équilibre observé
Type de système	–	Système simple (monocomposant)	Étude réalisée séparément pour chaque colorant
Étape préalable	–	Post-traitement après coagulation-floculation-sédimentation (CFS)	Conditions héritées du prétraitement physico-chimique

V.5.1. Essais d'adsorption des colorants par l'épi de maïs

L'épi de maïs, matériau ligno-cellulosique aux propriétés remarquables d'adsorption, doit son efficacité à sa structure poreuse et à sa richesse en cellulose, hémicellulose et lignine. Cette section examine l'influence des paramètres expérimentaux en l'occurrence : le temps de contact et la concentration initiale du colorant, le pH de l'eau, la température, la dose du biosorbant, le diamètre des particules du biosorbant, sur les capacités d'adsorption des colorants par le biomatériau. L'objectif est d'optimiser ces facteurs pour maximiser la rétention des colorants et identifier les conditions les plus favorables au processus.

-Effet du temps de contact et de la concentration initiale du colorant

L'analyse de l'effet de la concentration initiale sur la cinétique d'adsorption des colorants BB-RS01 et BM-N5R par l'épi de maïs révèle des comportements distincts en fonction des propriétés chimiques des colorants et des interactions avec le biosorbant. Les expériences ont été menées en utilisant des concentrations initiales (C_0) variant de 15 à 100 mg/L et leurs résultats sont présentés sur la figure V.14.

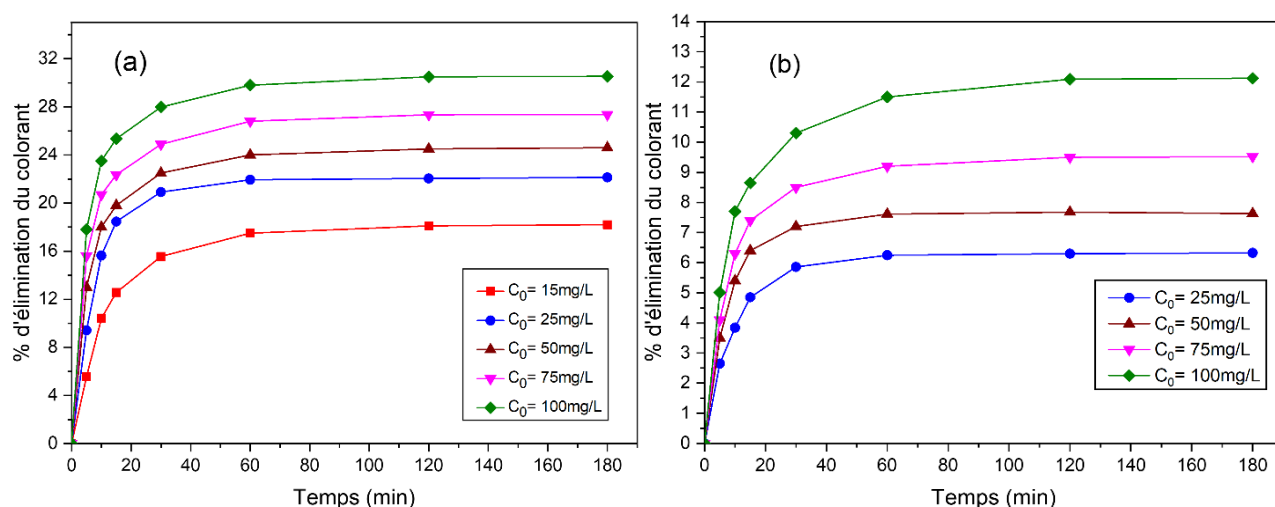


Figure V.14 : Cinétique d'adsorption des colorants par l'épi de maïs : effet de la concentration initiale de colorant (a) BB-RS01 ; (b) BM-N5R.

Pour le BB-RS01, le pourcentage d'élimination a montré une augmentation notable passant de 18,1% pour une $C_0 = 15$ mg/L à 30,5% pour une $C_0 = 100$ mg/L. La phase initiale de l'adsorption a été rapide, atteignant un équilibre en 30 minutes. Ce comportement traduit une saturation progressive des sites actifs de l'épi de maïs à mesure que la concentration initiale augmente, ce qui favorise les interactions entre les molécules de colorant et les groupes fonctionnels du biosorbant. Ce phénomène est cohérent avec les travaux précédents démontrant que des concentrations initiales plus élevées renforcent le gradient de concentration, stimulant la diffusion moléculaire et l'adsorption sur les sites actifs.

En revanche, pour le BM-N5R, le pourcentage d'élimination a progressé plus lentement, augmentant de 6,29% ($C_0 = 15$ mg/L) à 12,09% ($C_0 = 100$ mg/L), avec un équilibre atteint après environ 60 minutes. Cette cinétique plus lente peut être attribuée à des interactions chimiques spécifiques nécessitant un temps plus long pour saturer les sites actifs du biosorbant. L'augmentation de la concentration initiale a toutefois amplifié le gradient de concentration, améliorant ainsi la diffusion des molécules de colorant vers la surface adsorbante, comme le confirment les études sur l'adsorption de colorants anioniques par des matériaux lignocellulosiques (Ollo et al., 2021).

Ces résultats montrent que l'efficacité d'adsorption dépend fortement de la concentration initiale du colorant. Toutefois, les différences observées entre BB-RS01 et BM-N5R mettent en évidence l'importance de leurs propriétés chimiques distinctes, influençant les mécanismes d'interaction avec les sites actifs de l'épi de maïs. Ces résultats offrent une perspective précieuse pour l'adaptation des procédés de traitement en fonction des caractéristiques spécifiques des polluants.

-Variation du pH de l'eau au cours du processus de la biosorption des colorants par l'épi de maïs

La figure V.15 illustre la variation du pH au cours du processus de biosorption des colorants BB-RS01 et BM-N5R en fonction du temps.

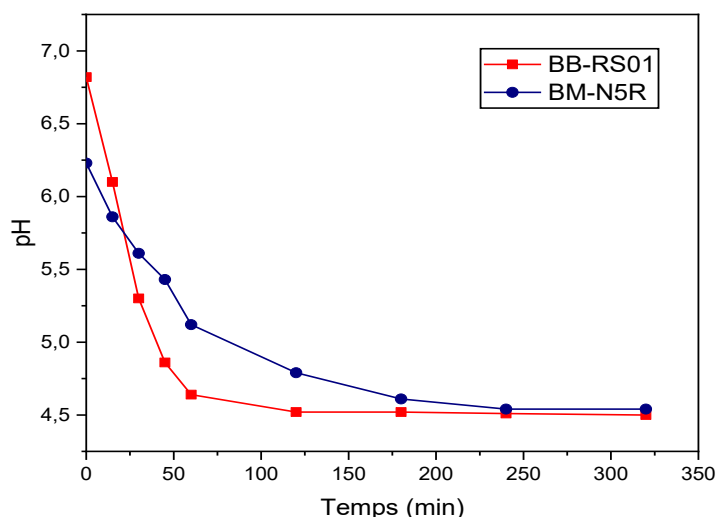


Figure V.15 : Variation du pH au cours du processus de biosorption des colorants BB-RS01 et BM-N5R par l'épi de maïs

En examinant les résultats indiqués sur la figure V.15, on observe une diminution rapide du pH au début du processus, ce qui indique une adsorption initiale intense des colorants sur le biosorbant, l'épi de maïs. Cette baisse rapide peut être expliquée par l'interaction entre les groupes fonctionnels du biosorbant et les molécules des colorants, entraînant un échange d'ions H^+ et modifiant ainsi le pH de la solution. Après cette phase initiale, le pH tend à se stabiliser progressivement, suggérant que la majorité des sites actifs du biosorbant sont saturés et que l'équilibre d'adsorption est atteint. En comparant les deux courbes, on remarque que la décroissance du pH est plus marquée pour le BB-RS01 que pour le BM-N5R, ce qui peut indiquer une adsorption plus efficace du BB-RS01 par l'épi de maïs ou une interaction plus forte avec ses sites actifs. Cette variation du pH au cours du temps témoigne du rôle du biosorbant dans la rétention des colorants en solution, influençant ainsi la dynamique du processus d'adsorption et la stabilité du système chimique.

-Influence du pH de l'eau

L'étude de l'influence du pH de l'eau sur la capacité d'adsorption des colorants par l'épi de maïs (ES) a révélé des variations significatives selon les conditions de pH, comme illustré dans la figure V.16. Cette analyse, réalisée sur une plage de pH de solutions de 2 à 11 et à une température constante de $25 \pm 2^\circ C$, visait à identifier le pH optimal favorisant une adsorption efficace en fonction des propriétés physico-chimiques du biosorbant et des colorants étudiés.

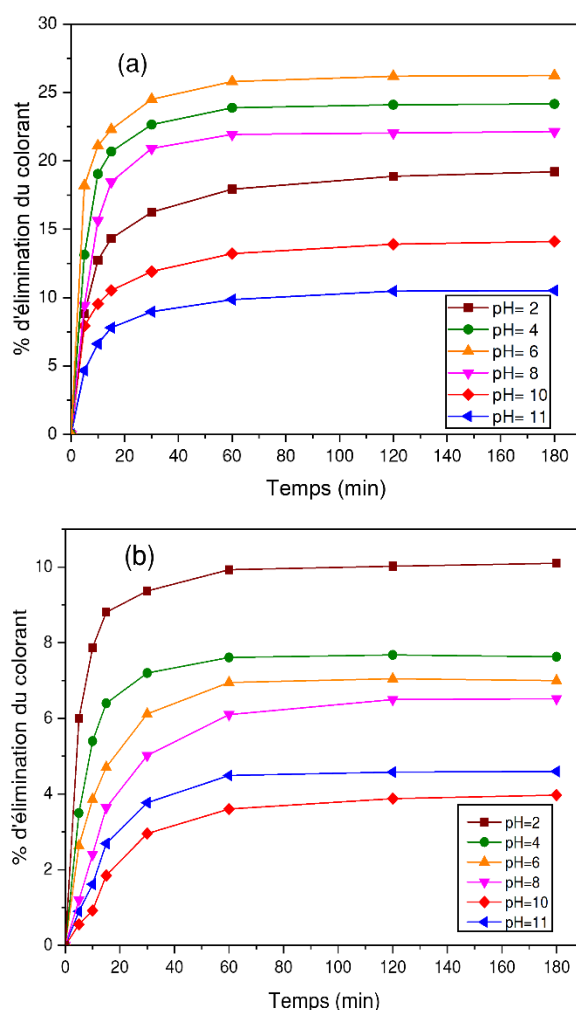


Figure V.16 : Cinétique d'adsorption des colorants par l'épi de maïs : effet du pH de la solution (a) BB-RS01 ; (b) BM-N5R.

Pour le colorant BB-RS01, l'efficacité maximale d'élimination a été observée à un pH de 6, atteignant 26,19%. Ce résultat met en lumière la nature non ionique du colorant, qui favorise une adsorption optimale dans des conditions légèrement acides. À ce pH, les interactions chimiques et physiques entre les groupes fonctionnels du biosorbant et les molécules de colorants sont maximisées, permettant une meilleure adsorption. En revanche, dans des conditions basiques, une réduction notable de l'efficacité a été constatée. Cela peut s'expliquer par une répulsion électrostatique accrue entre la surface de l'épi de maïs, qui devient négativement chargée à des pH élevés, et le colorant, réduisant ainsi les forces attractives nécessaires à l'adsorption (Kifuani et al., 2018).

Concernant le BM-N5R, l'efficacité de l'adsorption a diminué de manière progressive avec l'augmentation du pH. À un pH de 2, une efficacité de 9,93% a été enregistrée, tandis qu'elle a chuté à 7,59% à un pH de 4 et à seulement 3,97% à un pH de 11. Ce comportement est étroitement lié au point de charge zéro (pH_{zpc}) de l'épi de maïs, mesuré à 7,4. En dessous

de cette valeur, la surface de l'épi de maïs est chargée positivement, favorisant l'attraction électrostatique avec les colorants anioniques présents dans la solution. À des pH supérieurs au pH_{zpc} , la surface devient négativement chargée, entraînant une diminution des interactions attractives avec le colorant et, par conséquent, une réduction de l'efficacité d'adsorption (Bembli et al., 2022). Les résultats obtenus confirment que l'optimisation du pH est un facteur clé pour maximiser l'efficacité de l'adsorption, en particulier pour les biosorbants naturels comme l'épi de maïs, dont les performances dépendent des propriétés physico-chimiques des colorants et des conditions du milieu.

- Influence de la température

L'influence de la température de l'eau sur l'adsorption des colorants BB-RS01 et BM-N5R par l'épi de maïs a été étudiée en testant trois températures : 25°C, 35°C et 45°C. Les résultats présentés dans la figure V.17 montrent une augmentation significative de l'efficacité d'adsorption à mesure que la température augmente, soulignant le rôle de l'énergie thermique dans l'optimisation des interactions entre les molécules de colorants et les sites actifs du biosorbant.

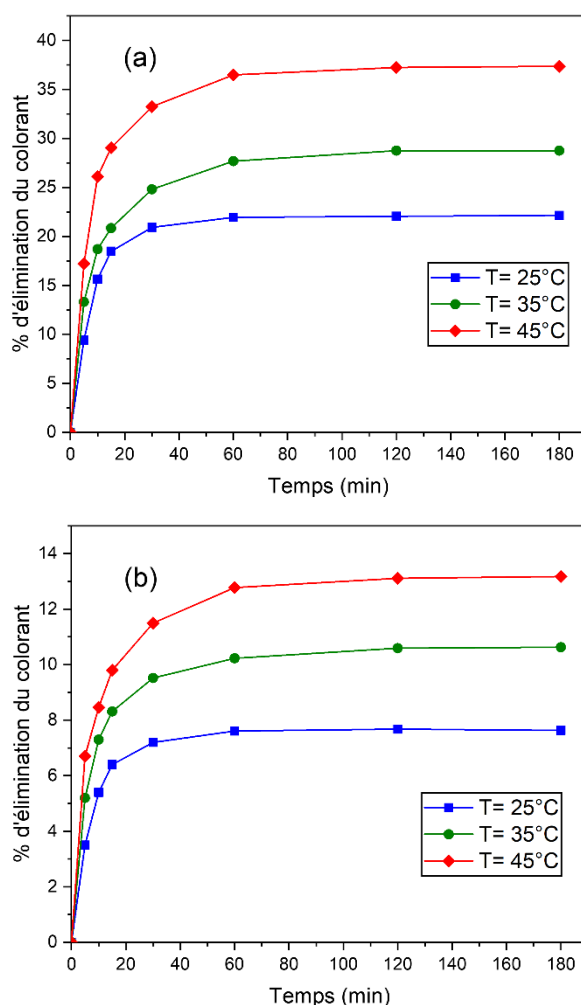


Figure V.17 : Cinétique d'adsorption des colorants par l'épi de maïs : effet de la température de la solution (a) BB-RS01 ; (b) BM-N5R.

Pour le colorant BB-RS01, l'efficacité d'adsorption est passée de 23,93 à 37,23% avec l'élévation de la température de 25°C à 45°C. Ce résultat s'explique par une meilleure mobilité des molécules de colorants à des températures plus élevées, facilitant leur diffusion vers les pores du matériau et favorisant des interactions chimiques et physiques plus efficaces avec les groupes fonctionnels présents sur l'épi de maïs. Ce comportement est typique des processus endothermiques d'adsorption dans les matériaux ligno-cellulosiques, comme le rapportent d'autres études similaires sur des biosorbants naturels (Varela et al., 2024).

Le colorant BM-N5R a également montré une augmentation de son efficacité d'adsorption, atteignant 13,11% à 45°C, contre 7,68% à 25°C. Bien que l'efficacité globale soit inférieure à celle obtenue pour le BB-RS01, cette augmentation confirme également la dépendance thermique du processus. La différence entre les deux colorants peut être attribuée à leurs structures moléculaires distinctes et à leur réactivité spécifique avec les groupes hydroxyles et carboxyles présents sur l'épi de maïs (Rahmoun et al., 2025).

Dans les deux cas, l'équilibre d'adsorption a été atteint en 60 minutes, ce qui démontre une cinétique rapide favorisée par la température. L'augmentation de la température améliore non seulement la diffusion des molécules de colorants, mais aussi leur affinité avec les sites actifs de l'épi de maïs, rendant ce matériau particulièrement prometteur pour des applications industrielles dans des conditions thermiques variées. Ces résultats renforcent l'intérêt pour les biosorbants naturels comme solution écologique et efficace dans le traitement des effluents colorés de l'industrie textile.

-Effet de la dose du biosorbant

L'étude de l'effet de la dose de biosorbant (Epis de maïs) sur l'efficacité d'adsorption des colorants BB-RS01 et BM-N5R a démontré une corrélation positive entre la quantité d'épi de maïs utilisée et les performances du processus. Les expérimentations, réalisées avec des doses de 0,5, 1, 1,5 et 3 g ont révélé une amélioration significative de l'efficacité d'adsorption avec l'augmentation de la masse d'adsorbant, comme illustré dans la figure V.18.

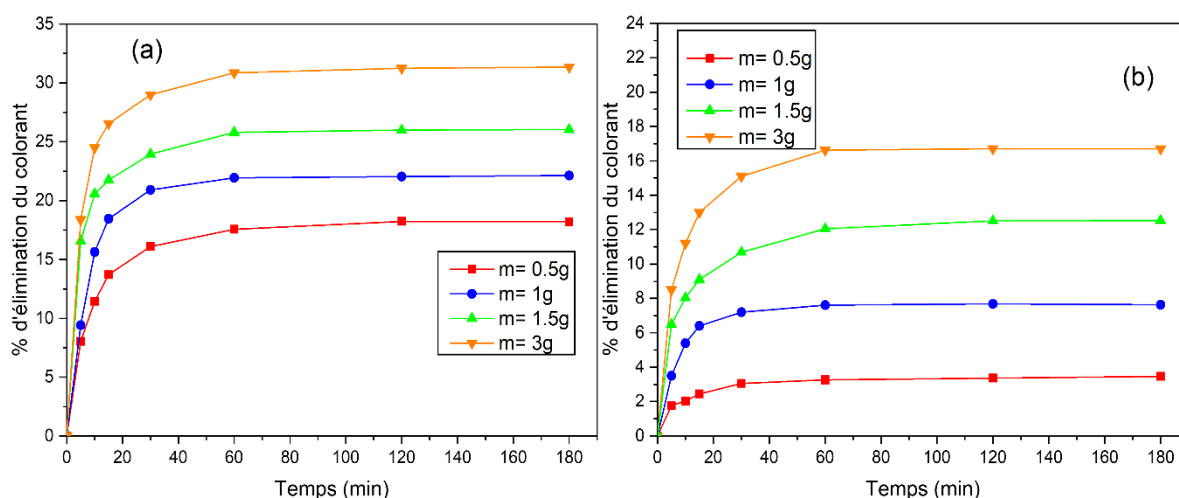


Figure V.18 : Cinétique d'adsorption des colorants par l'épi de maïs : effet de la masse de l'épi de maïs. (a) BB-RS01 ; (b) BM-N5R.

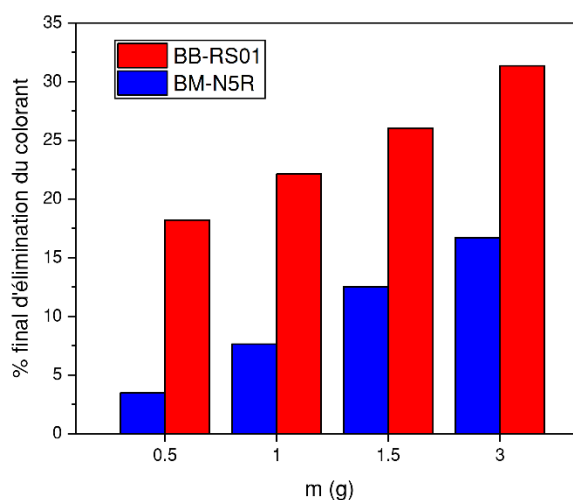


Figure V.19 : Histogramme montrant l'effet de la masse du biosorbant sur l'efficacité d'élimination des colorants BB-RS01 et BM-N5R.

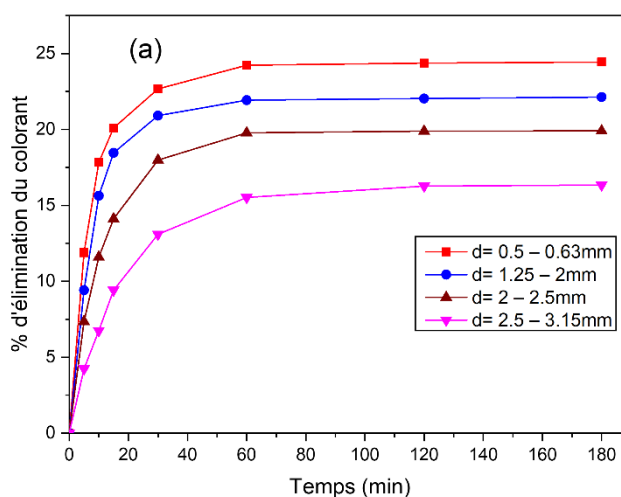
Pour le colorant BB-RS01, l'efficacité d'adsorption est passée de 18,23% avec une masse de 0,5 g à 30,86% avec 3 g. Cette augmentation est attribuée à la disponibilité accrue de sites actifs sur l'épi de maïs, permettant une meilleure interaction entre les groupes fonctionnels du biosorbant (tels que les hydroxyles et carboxyles) et les molécules de colorant. La figure V.19 montre une amélioration progressive de l'élimination des colorants avec l'augmentation du dosage en biosorbant. Ces résultats sont cohérents avec les observations de Bouaziz et al. (2017), qui ont rapporté des performances similaires pour des biosorbants ligno cellulosiques utilisés dans l'élimination de colorants anioniques (Bouaziz et al., 2017). En ce qui concerne le BM-N5R, une tendance comparable a été notée, avec une efficacité d'adsorption passant de 3,25% à 16,71% lorsque la masse d'épi de maïs est augmentée. Bien que ces valeurs soient

globalement inférieures à celles observées pour le BB-RS01, elles confirment l'impact de la masse d'adsorbant sur l'élimination des polluants. La saturation des sites actifs a été atteinte en 60 minutes, reflétant une adsorption rapide. Cette différence de performance peut être expliquée par la structure chimique du BM-N5R et ses interactions distinctes avec les groupes fonctionnels du biosorbant.

Globalement, l'augmentation de la masse d'adsorbant améliore significativement les performances du processus d'adsorption, en augmentant la disponibilité des sites actifs et en renforçant les interactions moléculaires avec les colorants. Ces résultats soulignent l'importance d'optimiser la dose de biosorbant pour maximiser l'efficacité des procédés de traitement des effluents textiles, tout en minimisant les coûts opérationnels et l'impact environnemental.

-Effet du diamètre des particules du biosorbant

L'effet de la taille des particules de l'épi de maïs (EM) sur la capacité d'adsorption des colorants a été étudié en utilisant des diamètres variés (0,5–0,63 mm, 1,25–2 mm, 2–2,5 mm, et 2,5–3,15 mm) d'épis de maïs. Les résultats montrent que la réduction de la taille des particules améliore significativement l'efficacité entre la réduction de la taille des particules et l'efficacité d'adsorption des colorants BB-RS01 et BM-N5R, comme illustré dans la figure V.20.



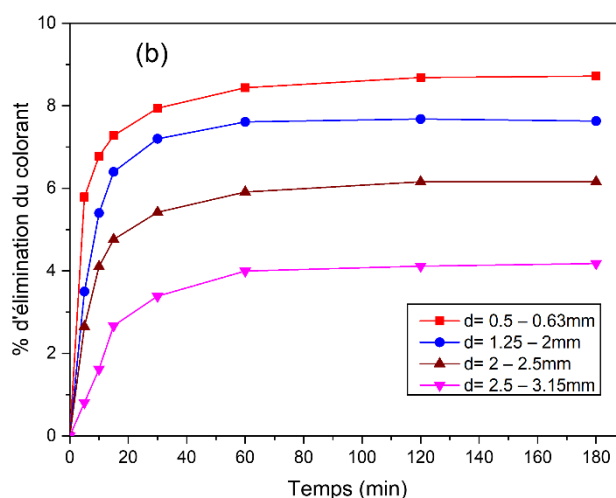


Figure V.20 : Cinétique d'adsorption des colorants par l'épi de maïs : effet de la taille des particules des biosorbants (a) BB-RS01 ; (b) BM-N5R.

Pour le BB-RS01, l'efficacité d'adsorption a augmenté de 16,27% pour les particules plus grosses (2,5–3,15 mm) à 24,23% pour les particules les plus fines (0,5–0,63 mm). Une tendance similaire a été notée pour le BM-N5R, bien que l'équilibre d'adsorption ait été atteint en 60 minutes pour toutes les tailles de particules. Les petites particules offrent une plus grande surface spécifique et un accès facilité aux sites actifs. Puja et al. (2019) ont observé une adsorption accumulée des ions Pb (II) avec des particules plus fines, atteignant une capacité maximale d'adsorption avec une taille de 106 μm (Puja et al., 2019). L'étude de Medhat et al. (Medhat et al., 2021) sur le charbon activé dérivé de l'épi de maïs pour l'adsorption du bleu de méthylène a démontré que la réduction de la taille des particules améliore la surface spécifique et facilite la diffusion des molécules d'adsorbat, mieux ainsi l'efficacité globale du processus. Jin et coll. (2021) ont également souligné l'effet de la taille des particules de biochar sur l'augmentation de l'adsorption des contaminants organiques, avec une augmentation notable pour des tailles plus petites comme 75 μm , grâce à une augmentation de la porosité et des propriétés de surface (Jin et al., 2022). Les résultats obtenus mettent en évidence l'importance du contrôle granulométrique pour maximiser l'efficacité de l'adsorption dans les applications environnementales.

V.5.2. Essais d'adsorption des colorants par les peaux d'amande

Dans cette section de travail, on a étudié les performances d'adsorption des colorants par les peaux d'amande. L'étude mis en évidence l'effet de plusieurs paramètres influençant le processus d'adsorption : le pH, la température, la dose et la taille des particules du biosorbant, la concentration initiale des polluants. Ces analyses ont pour objectif d'évaluer l'impact de ces variables sur l'efficacité d'adsorption, d'identifier les conditions optimales pour une adsorption

maximale et de comprendre les mécanismes sous-jacents. Les résultats obtenus seront comparés à ceux issus de recherches similaires pour mettre en évidence les avantages spécifiques des peaux d'amande en tant que biosorbant naturel.

- Effet de la concentration initiale du colorant

L'étude de l'effet de la concentration initiale des colorant (BB-RS01 et BM-N5R), telle que représentée dans la figure V.21, a révélé des tendances significatives. Pour le colorant BB-RS01, la capacité maximale d'adsorption ($q_{\max}$) des peaux d'amande a atteint 115,81 mg/g pour une concentration initiale de 100 mg/L, ce qui représente un taux d'élimination de 87,11%. En revanche, pour une concentration initiale plus faible (15 mg/L), la capacité d'adsorption était nettement inférieure, avec une $q_{\max}$ de 16,56 mg/g, correspondant à un taux d'élimination de 37,75%. Cette différence marquée indique que l'efficacité d'adsorption du BB-RS01 augmente considérablement avec l'augmentation de la concentration initiale du colorant.

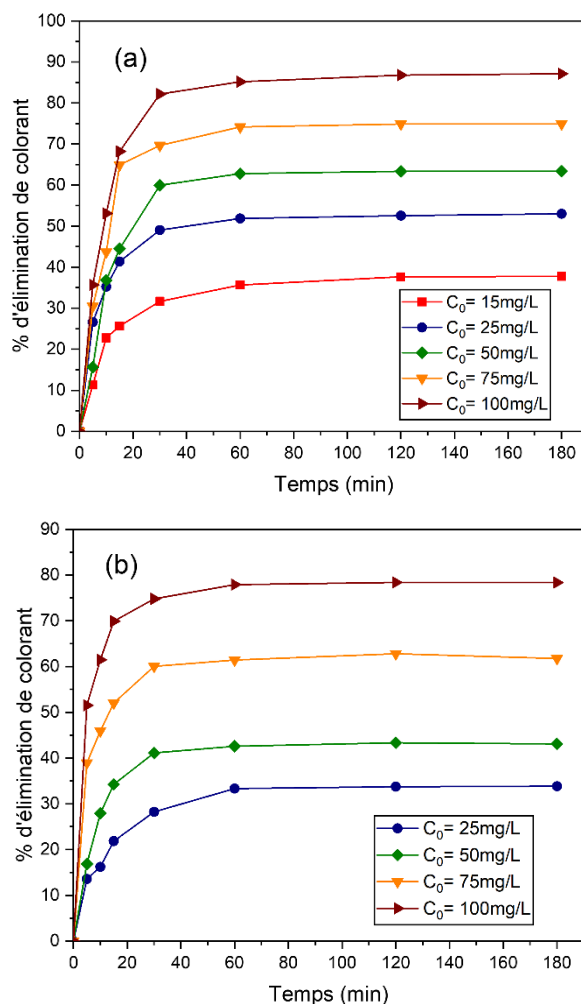


Figure V.21 : Effet de la concentration initiale des colorants sur la capacité d'adsorption des colorants des peaux d'amande (a) BB-RS01 et (b) BM-N5R.

Pour le colorant BM-N5R, une tendance similaire a été observée. La capacité maximale d'adsorption est passée de 21,63 mg/g (33,84% d'élimination) pour une concentration initiale de 25 mg/L à 86,89 mg/g (78,36% d'élimination) pour une concentration initiale de 100 mg/L. Ces résultats suggèrent que l'augmentation de la concentration initiale du colorant améliore significativement l'adsorption du BM-N5R, bien que l'efficacité soit légèrement inférieure à celle observée avec le BB-RS01. Ces observations peuvent être attribuées à la disponibilité accrue des sites d'adsorption sur les peaux d'amande à des concentrations plus élevées, permettant une interaction plus importante entre le biosorbant et les molécules du colorant. Cependant, il est important de noter que l'efficacité d'adsorption peut également être influencée par d'autres facteurs tels que le pH, la température et la structure chimique des colorants.

-Influence de la température

Les figures V.22 (a, b) montrent l'effet de la température sur la cinétique d'adsorption des colorants (BB-RS01 et BM-N5R) par les peaux d'amandes.

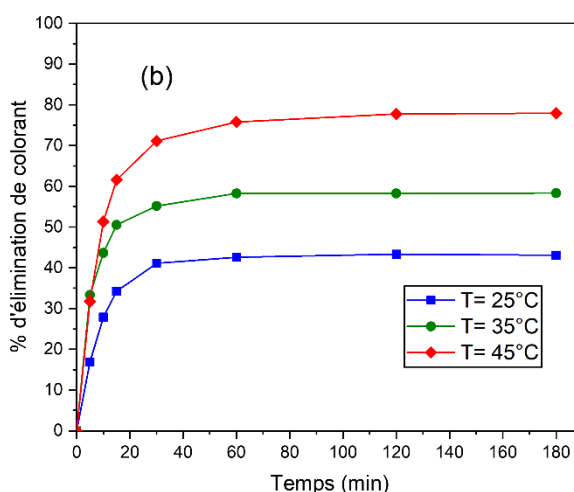
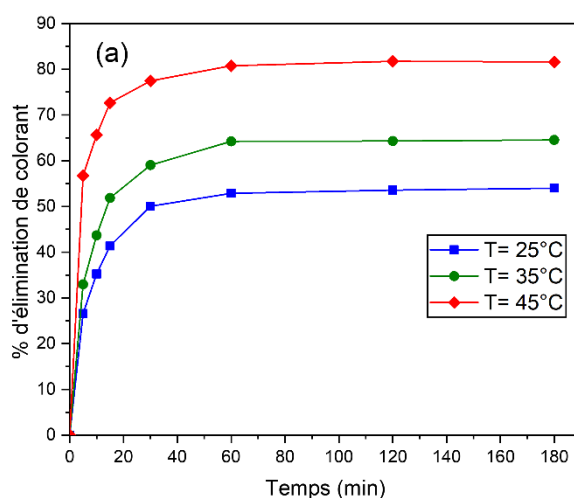


Figure V.22 : Cinétique d'adsorption des colorants sur les peaux d'amandes en fonction de la température de la solution (a) BB-RS01 ; (b) BM-N5R.

Les courbes révèlent une dépendance marquée entre l'efficacité de l'adsorption et la température de la solution (25°C, 35°C et 45°C). Pour les deux colorants, une augmentation de la température favorise une adsorption plus rapide et une capacité d'adsorption finale plus élevée. Ce phénomène s'explique par une augmentation de l'énergie cinétique des molécules adsorbées, facilitant leur interaction avec les sites actifs des peaux d'amandes. De plus, la température plus élevée peut également activer certains sites de liaison sur le biosorbant, augmentant ainsi la capacité d'adsorption maximale. Pour le cas du BB-RS01 (Figure V.22a), une saturation progressive des sites actifs est observée à mesure que l'équilibre est atteint, avec une capacité d'adsorption maximale de 48 mg/g à 45°C. Un comportement similaire est constaté pour le BM-N5R (Figure V.22b), bien que les taux d'adsorption initiaux et les capacités finales soient légèrement inférieurs, atteignant une capacité maximale de 38,55 mg/g. Ces résultats suggèrent des différences dans l'affinité des deux colorants pour les sites actifs des peaux d'amandes, probablement dues à des variations de structure moléculaire ou de polarité entre les colorants, influençant leurs interactions avec le biosorbant.

Des mécanismes similaires ont été observés dans l'étude de l'adsorption de Crystal Violet, où l'augmentation de la température améliore le taux initial d'adsorption tout en suivant le modèle d'isotherme de Langmuir, confirmant ainsi une adsorption chimique sur des sites homogènes (Loulidi et al., 2020). Ces résultats mettent en évidence l'importance de la température dans l'optimisation des processus d'adsorption pour des applications réelles. Cependant, bien qu'une température plus élevée renforce les interactions entre le biosorbant et les colorants, il est essentiel de tenir compte des contraintes énergétiques et des caractéristiques des effluents afin d'assurer un déploiement pratique et économiquement viable.

-Influence du pH

L'analyse des figures V.23 (a, b) illustre clairement l'influence du pH sur l'adsorption des colorants BB-RS01 et BM-N5R par les peaux d'amandes.

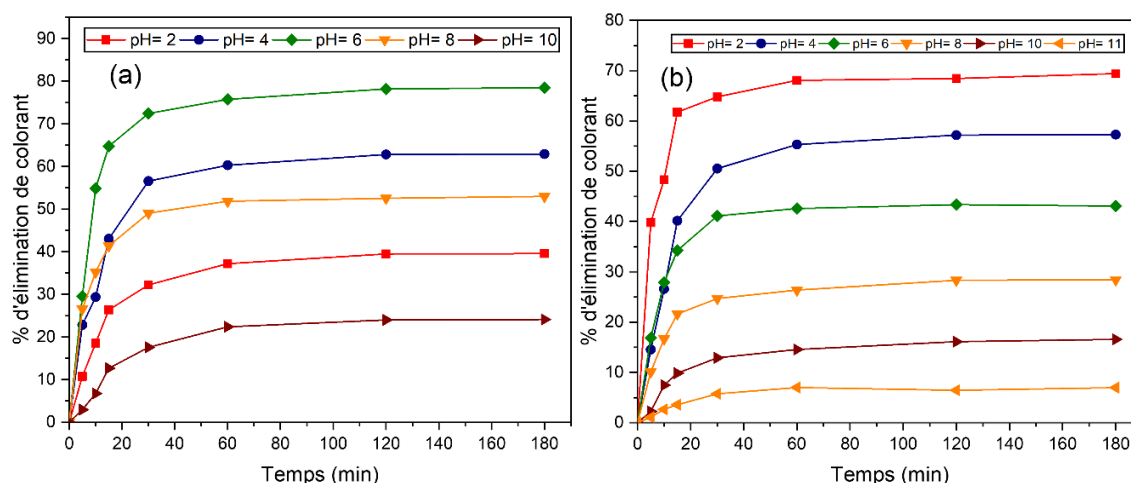


Figure V.23 : Influence du pH de la solution sur la cinétique d'adsorption des colorants par les peaux d'amandes (a) BB-RS01 ; (b) BM-N5R.

Pour le colorant BB-RS01, l'adsorption atteint son maximum à pH = 6, avec une capacité maximale $q_{\max}$ de 38,61 mg/g, avant de diminuer progressivement avec l'augmentation du pH. Cette tendance suggère que BB-RS01, étant un colorant dispersé, interagit davantage avec le biosorbant en milieu légèrement acide, où la surface des peaux d'amandes est protonée. Cela favorise les interactions électrostatiques attractives entre l'adsorbant et l'adsorbat. Cependant, pour $\text{pH} \geq 6$, la capacité d'adsorption diminue, ce qui peut être attribué à la déprotonation des sites actifs du biosorbant, notamment l'attraction entre les charges opposées. Concernant le colorant BM-N5R, l'adsorption est plus efficace à pH = 2, atteignant un $q_{\max}$ de 34 mg/g, avant de diminuer progressivement avec l'augmentation du pH. Ce comportement, caractéristique d'un colorant acide, indique que BM-N5R est anionique et est donc mieux adsorbé en milieu fortement acide, où les peaux d'amandes portent une charge positive. À pH plus élevé, la charge négative des groupes fonctionnels de l'adsorbant entraîne une répulsion entre la surface du biosorbant et les molécules de colorant, ce qui réduit significativement l'efficacité d'adsorption. Ces résultats peuvent être corrélés au pH au point de charge nulle ($\text{pH}_{\text{ZPC}} = 4,65$). À $\text{pH} < 4,65$, la surface des peaux d'amandes est majoritairement protonée et donc favorable à l'adsorption des colorants anioniques tels que BM-N5R. En revanche, pour $\text{pH} > 4,65$, la surface devient chargée négativement, ce qui réduit l'adsorption des colorants anioniques mais favorise celle des colorants dispersés, comme BB-RS01.

La variation dans les capacités d'adsorption peut être offerte aux interactions électrostatiques entre les molécules des colorants et les groupes fonctionnels présents sur la surface des peaux d'amandes. L'adsorption maximale des colorants était observée en milieu acide, avec un pH optimal spécifique à chaque colorant. Cette étude confirme l'importance de la charge de surface du biosorbant dans le mécanisme d'adsorption.

-Effet de la dose

L'étude de l'effet de la masse des peaux d'amande sur le traitement des eaux colorées a révélé des résultats significatifs pour les deux colorants, BB-RS01 et BM-N5R. Les données montrent une augmentation notable de la capacité maximale d'adsorption en fonction de la dose du biosorbant utilisée (Figure V.24).

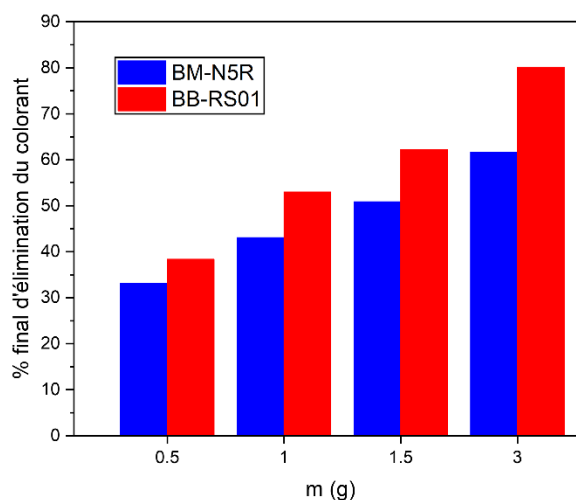
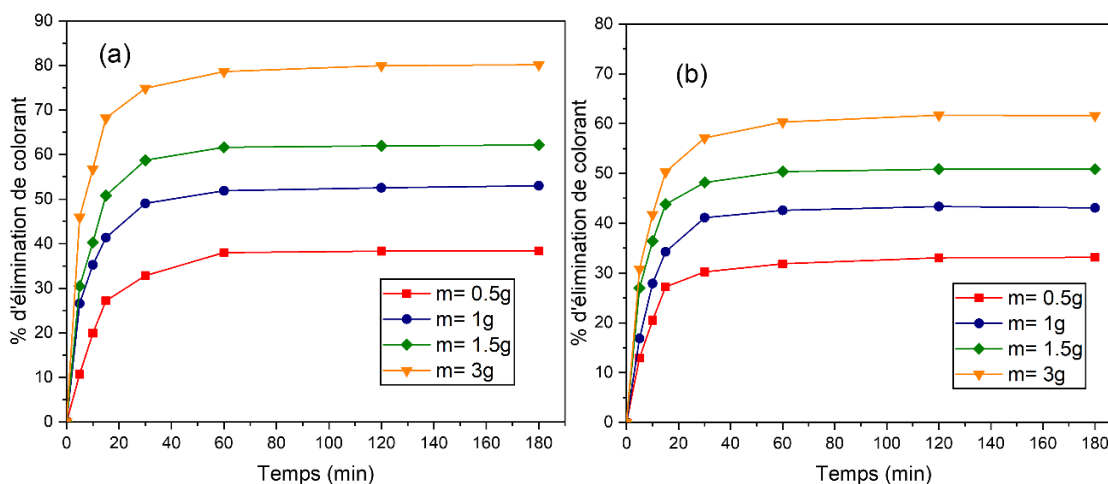


Figure V.25 : Histogramme illustrant l'influence de la masse des peaux d'amandes sur l'élimination des colorants BB-RS01 et BM-N5R.

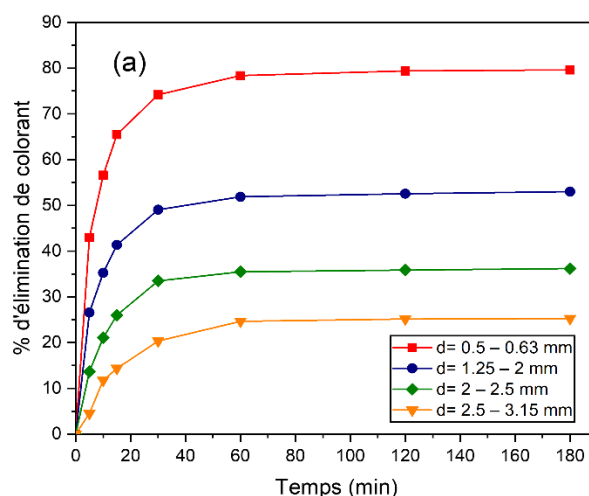
Pour le colorant BB-RS01, la capacité maximale d'adsorption a atteint 41,56 mg/g pour une masse de 3 g, ce qui représente un taux d'élimination de 80%. En comparaison, pour une masse de 0,5 g, la capacité d'adsorption était de 19,12 mg/g, correspondant à un taux d'élimination de 38,3%. L'histogramme de la figure V.25 met en évidence une corrélation positive entre la masse des peaux d'amandes utilisées comme biosorbant et l'efficacité d'élimination des colorants BB-RS01 et BM-N5R. Cette augmentation linéaire de la capacité

d'adsorption avec la dose du biomatériau suggère que l'efficacité du traitement est directement proportionnelle à la quantité de peaux d'amande utilisée. Cela pourrait être dû à la disponibilité accrue de sites d'adsorption à des doses plus élevées, permettant une interaction plus importante entre le biosorbant utilisé et les molécules de colorant.

Concernant le colorant BM-N5R, une tendance similaire a été observée. La capacité maximale d'adsorption est passée de 19,1 mg/g (34,3%) pour une dose de 0,5 g à 34,47 mg/g (61,59%) pour une dose de 3 g. Bien que l'augmentation soit moins prononcée que pour le BB-RS01, elle confirme l'effet positif de l'augmentation de la dose des peaux d'amande sur l'efficacité du traitement. La différence dans les taux d'adsorption entre les deux colorants pourrait être attribuée à des variations dans leurs structures chimiques et leurs affinités avec le sorbant. Les résultats obtenus montrent que l'augmentation de la dose des peaux d'amande améliore significativement la capacité d'adsorption des colorants BB-RS01 et BM-N5R. Ces observations soulignent l'importance d'optimiser la dose de sorbant pour maximiser l'efficacité du traitement des eaux colorées.

-Effet du diamètre des particules des peaux d'amande

Les figures V.26 (a, b) illustrent l'effet du diamètre des particules sur la capacité d'adsorption des colorants BB-RS01 et BM-N5R par les peaux d'amandes.



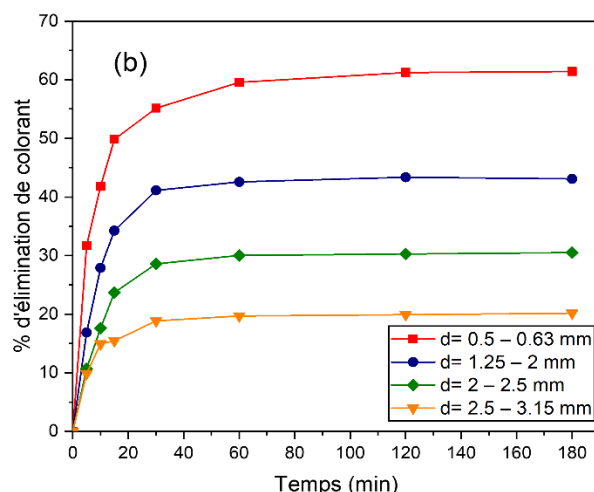


Figure V.26 : Influence de la granulométrie sur la cinétique d'adsorption des colorants par les peaux d'amande (a) BB-RS01 ; (b) BM-N5R.

L'analyse des résultats (Figure V.26) met en évidence que la réduction de la granulométrie améliore significativement l'élimination des colorants. Pour BB-RS01, la capacité maximale d'adsorption ($q_{\max}$) a atteint 43,36 mg/g lorsque le diamètre des particules du biosorbant était compris entre 0,5 et 0,63 mm, ce qui correspond à un taux d'élimination de 79,6%. De même, pour BM-N5R, le $q_{\max}$ a atteint 32,24 mg/g pour la même granulométrie, représentant un taux d'élimination de 61,39%. Ces résultats soulignent l'importance de la surface spécifique accrue des particules fines, favorisant une meilleure interaction entre les colorants et les sites actifs du biosorbant. À mesure que le diamètre des particules augmente, une diminution progressive de la capacité d'adsorption est observée. Cette tendance peut être expliquée par la réduction de la surface de contact disponible et la diffusion limitée des molécules de colorant dans les pores internes du biosorbant. Ainsi, l'optimisation de la granulométrie des peaux d'amandes constitue un paramètre clé pour améliorer leur efficacité d'adsorption dans le traitement des eaux colorées.

- Variation du pH de l'eau au cours du processus d'adsorption

La figure V.27 présente la variation du pH au cours de la biosorption des colorants BB-RS01 et BM-N5R par les peaux d'amande.

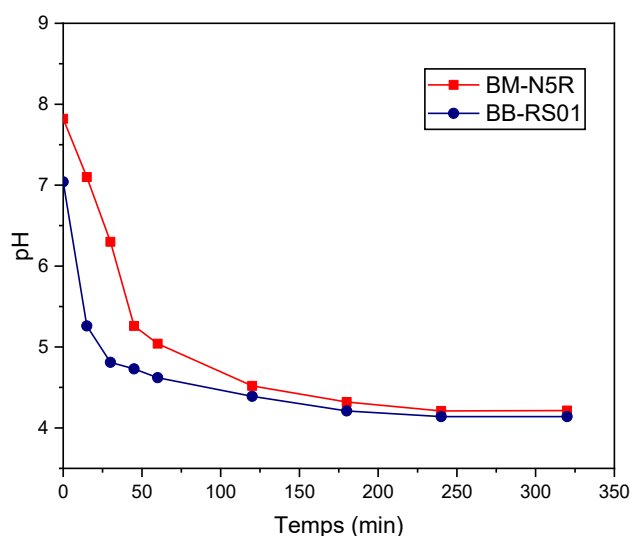


Figure V.27 : Variation du pH au cours du processus de biosorption des colorants BB-RS01 et BM-N5R par les peaux d'amande

Une chute rapide du pH en phase initiale indique une adsorption intense des colorants, attribuée aux échanges ioniques entre les groupes fonctionnels du biosorbant et les molécules en solution. Par la suite, la stabilisation progressive du pH traduit la saturation des sites d'adsorption et l'atteinte d'un équilibre. L'analyse des courbes révèle une diminution plus marquée du pH pour BM-N5R par rapport à BB-RS01, suggérant une affinité plus forte du premier pour les sites d'adsorption. Cependant, au fur et à mesure que l'équilibre s'établit, les valeurs de pH convergent, indiquant une stabilisation du processus pour les deux colorants. Ces résultats soulignent l'efficacité des peaux d'amande comme biosorbant, influençant la cinétique d'adsorption et contribuant à la régulation du pH jusqu'à l'équilibre du système.

Cette partie d'étude met en évidence l'influence déterminante des paramètres opératoires, tels que le pH, la température, la concentration initiale du colorant, la dose de biosorbant et la taille des particules, sur l'efficacité du processus d'adsorption. Les résultats obtenus confirment le potentiel prometteur de l'épi de maïs et des peaux d'amande en tant qu'adsorbants performants pour l'élimination des colorants textiles. Ces matériaux offrent une alternative économique, durable et efficace aux techniques conventionnelles, renforçant ainsi leur pertinence pour des applications à grande échelle dans le traitement des effluents industriels. Cette étude fournit une base solide pour optimiser les conditions d'utilisation de ces biosorbants dans des systèmes industriels et pour développer des approches éco-responsables de gestion des eaux usées.

V.6. Équilibre d'adsorption des colorants par les biomatériaux

V.6.1. Cas de l'adsorption des colorants par l'épi de maïs

L'étude de l'adsorption à l'équilibre (ou isothermes d'adsorption) permet de comprendre les mécanismes d'interaction entre les colorants et l'épi de maïs (EM) dans des conditions de fonctionnement optimales, comme détaillé dans le tableau V.8.

Tableau V.8 : Conditions optimales pour l'adsorption des colorants BB-RS01 et BM-N5R par l'épi de maïs

Paramètres	Meilleurs conditions	
	BB-RS01	BM-N5R
Agitation (rpm)	400	400
pH	6	4
Température (°C)	45	45
Diamètre du sorbant (mm)	0,5-0,63	0,5-0,63
Dose du sorbant (g)	3	3

-Isothermes d'adsorption

Les isothermes d'adsorption, présentées dans la figure V.28, montrent la relation entre la quantité de colorant adsorbée par unité de masse d'EM (q_e) et la concentration à l'équilibre (C_e) pour les colorants BB-RS01 et BM-N5R.

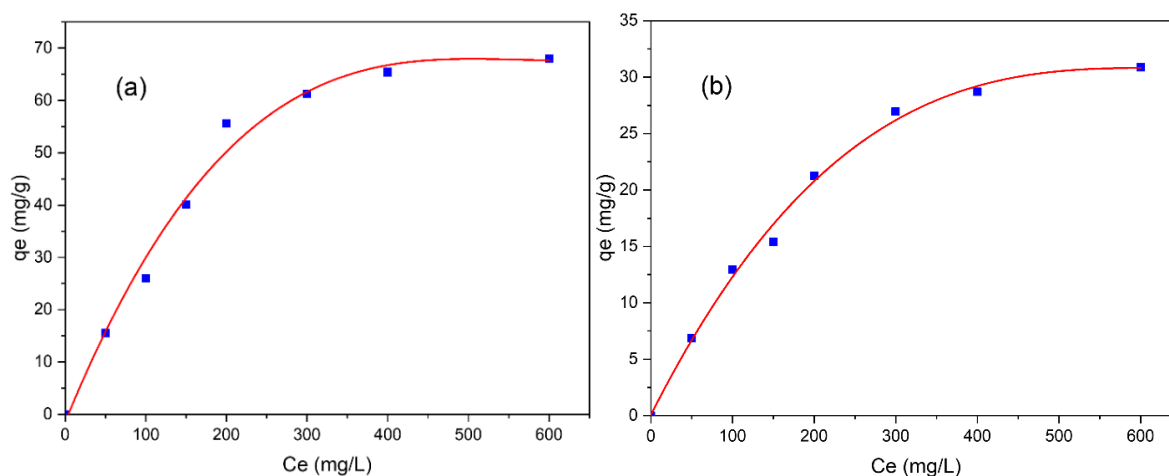


Figure V.28 : Isothermes d'adsorption de colorant sur épi de maïs à $25 \pm 2^\circ\text{C}$
(a) BB-RS01; (b) BM-N5R.

Selon la classification de Giles et al. (Giles et al., 1960), les isothermes appartiennent au type L, caractéristique d'une affinité élevée entre l'adsorbant et le soluté. Les capacités maximales d'adsorption calculées sont de 67,98 mg/g pour le BB-RS01 et 30,87 mg/g pour le BM-N5R, suggérant une meilleure affinité du BB-RS01 pour l'EM. Ces résultats démontrent l'efficacité de l'EM dans l'élimination des colorants dispersifs, bien que les variations soient observées en fonction des propriétés chimiques des colorants.

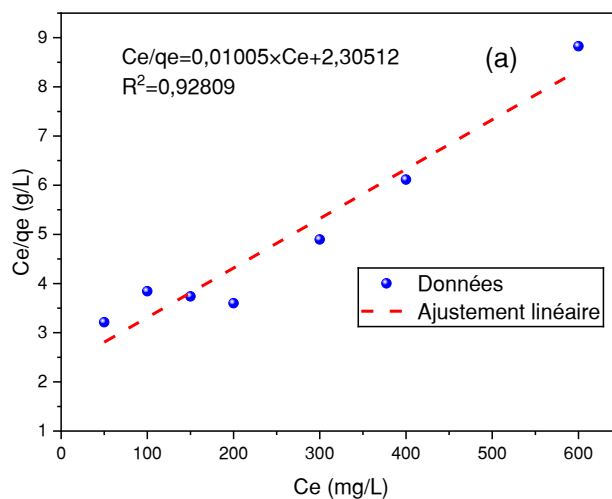
-Modélisation des isothermes d'adsorption

Afin de décrire le comportement d'équilibre de l'adsorption, deux modèles largement utilisés ont été appliqués : le modèle de Langmuir et celui de Freundlich. Ces modèles permettent d'évaluer respectivement l'adsorption sur une surface homogène avec une couverture mono-moléculaire et l'adsorption sur des surfaces hétérogènes. Les paramètres obtenus pour chaque modèle, calculés à partir des données expérimentales, sont synthétisés dans le tableau V.9.

Tableau V.9 : Paramètres des isothermes d'adsorption des colorants par les épis de maïs

Isothermes	Paramètres	BB-RS01	BM-N5R
Langmuir	q_{max} (mg/g)	99.5	46.08
	K_L (L/mg)	0.0044	0.0038
	R^2	0.9280	0.9650
Freundlich	K_F	1.5603	0.6913
	n	0.626	0.6215
	R^2	0.8920	0.9410

Les graphiques correspondants, présentés dans les figures V.29 et V.30, illustrent l'ajustement des données expérimentales aux modèles pour les deux colorants étudiés.



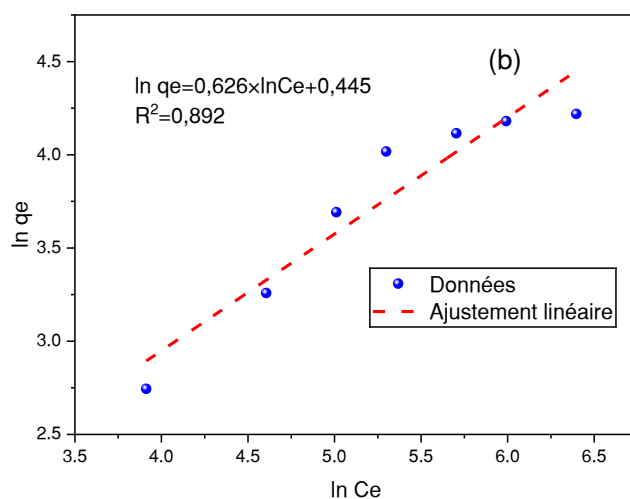


Figure V.29 : Modélisation des données d'équilibre pour BB-RS01

(a) Modèle de Langmuir ; (b) Modèle de Freundlich.

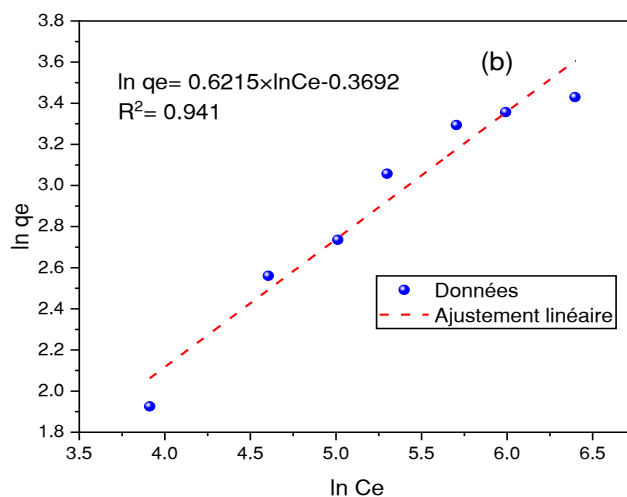
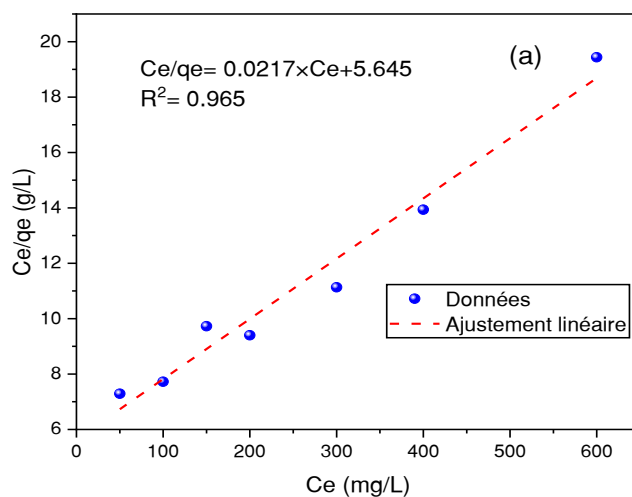


Figure V.30 : Modélisation des données d'équilibre pour BM-N5R

(a) Modèle de Langmuir ; (b) Modèle de Freundlich

L'analyse des coefficients de régression (R^2) indique que le modèle de Langmuir décrit de manière plus précise les données d'équilibre d'adsorption, avec des valeurs de R^2 supérieures

($0.92 < R^2 < 0.96$) par rapport à celles obtenues pour le modèle de Freundlich ($0.89 < R^2 < 0.94$). Ces résultats permettent que l'adsorption suive un mécanisme mono-moléculaire sur des sites d'adsorption homogènes (El-Bendary et al., 2021).

Les capacités maximales d'adsorption ($q_{\max}$) obtenus pour l'épi de maïs (EM) sont de 99,5 mg/g pour le colorant BB-RS01 et de 46,08 mg/g pour le colorant BM-N5R. Ces valeurs mettent en évidence le fort potentiel de l'épi de maïs en tant que biosorbant économique et écologique pour le traitement des colorants dans les eaux usées. Cette performance, en particulier pour le BB-RS01, peut être attribuée à la haute surface spécifique de l'épi de maïs et à l'interaction chimique entre les groupes fonctionnels présents sur le biosorbant et les molécules du colorant. Des études antérieures ont démontré que l'épi de maïs est particulièrement efficace pour des colorants organiques tels que le méthylène bleu, avec des capacités d'adsorption atteignant 82,71 mg/g grâce à des conditions optimales de granulométrie et de pH (Tharaneedhar et al., 2017). Les résultats pour d'autres colorants, tels que le Direct Yellow 27, soulignent que l'adsorption convient le plus souvent avec le modèle de Langmuir, suggérant une adsorption mono-moléculaire sur des surfaces homogènes (Berber-Villamar et al., 2018).

V.6.2. Cas de l'adsorption des colorants par les peaux d'amande

Cette expérimentation permet d'évaluer la capacité des peaux d'amande à fixer les molécules des colorants et d'identifier le modèle d'adsorption le plus représentatif du phénomène observé. Ce cas d'essais a été réalisé en utilisant les paramètres expérimentaux optimaux consignés dans le tableau V.10 ci-après.

Tableau V.10 : Paramètres expérimentaux optimaux pour l'adsorption des colorants BB-RS01 et BM-N5R par les peaux d'amandes

Paramètres	Meilleures conditions	
	BB-RS01	BM-N5R
Agitation (rpm)	400	400
pH	6	2
Température (°C)	45	45
Diamètre du sorbant (mm)	0,5-0,63	0,5-0,63
Dose du sorbant (g)	3	3

-Isothermes d'adsorption des colorants par les peaux d'amandes

Les isothermes d'adsorption, présentés dans la figure V.31, illustrent la relation entre la quantité de colorant adsorbée par unité de masse des peaux d'amandes (q_e) et la concentration résiduelle à l'équilibre (C_e) pour les colorants BB-RS01 et BM-N5R.

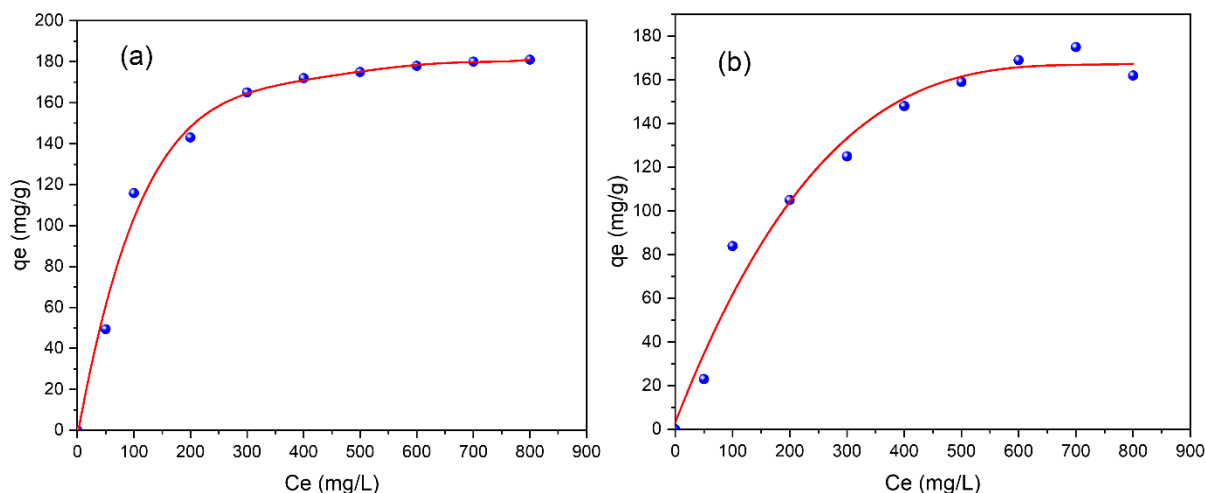


Figure V.31 : Isothermes d'adsorption des colorants BB-RS01 et BM-N5R par les peaux d'amandes à $25 \pm 2^\circ\text{C}$ (a) BB-RS01 ; (b) BM-N5R.

Ces isothermes appartiennent au type L selon la classification de Giles et al. (Giles et al., 1960), ce qui indique une forte affinité entre les peaux d'amandes et les colorants. Les capacités maximales d'adsorption réalisées sont de 72,45 mg/g pour BB-RS01 et 38,92 mg/g pour BM-N5R, suggérant une meilleure affinité du colorant BB-RS01 pour les peaux d'amandes. Ces résultats démontrent l'efficacité des peaux d'amandes dans l'élimination des colorants, bien que des variations soient enregistrées en fonction des propriétés chimiques spécifiques des colorants.

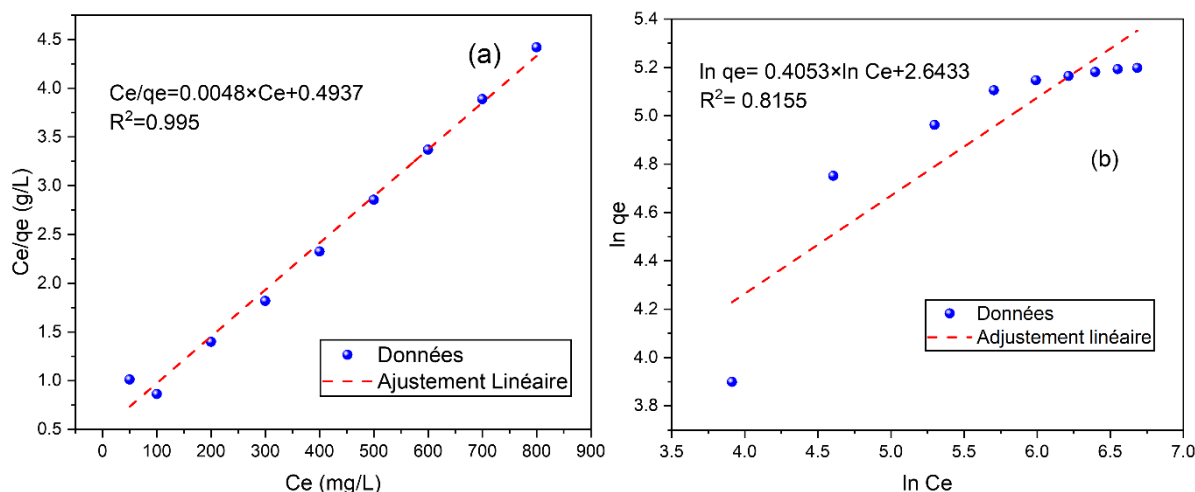
-Modélisation des isothermes d'adsorption

Pour caractériser le comportement d'équilibre de l'adsorption, deux modèles largement utilisés ont été appliqués : le modèle de Langmuir et le modèle de Freundlich. Le tableau V.11 présente les paramètres d'adsorption obtenus après ajustement des données expérimentales aux modèles théoriques les plus utilisés, notamment ceux de Langmuir et Freundlich. Ces modèles permettent respectivement de caractériser une adsorption mono moléculaire sur une surface homogène et une adsorption multicouche sur une surface hétérogène.

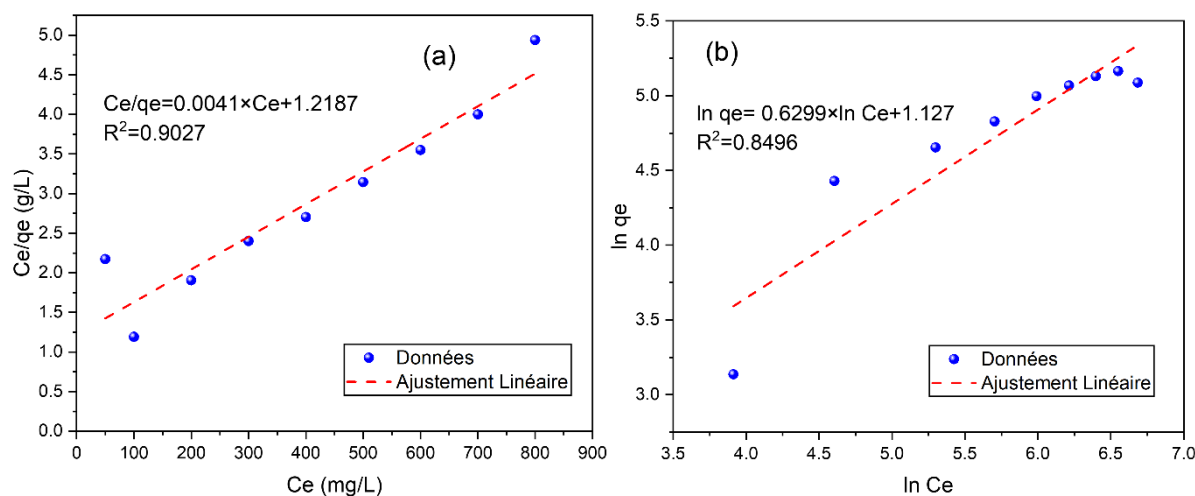
Tableau V.11 : Paramètres des isothermes d'adsorption des colorants par les peaux d'amandes

Isothermes	Paramètres	BB-RS01	BM-N5R
Langmuir	$q_{max}(\text{mg/g})$	208,33	243,9
	$K_L(\text{L/mg})$	0.0097	0.0033
	R^2	0.995	0.9027
Freundlich	K_F	14,0595	3,0863
	n	0,4053	0,6299
	R^2	0,8155	0,8496

Les figures V.32 et V.33 illustrent l'ajustement des données expérimentales aux modèles pour les deux colorants étudiés.

**Figure V.32** : Modélisation des isothermes d'adsorption pour BB-RS01

(a) Modèle de Langmuir ; (b) Modèle de Freundlich.

**Figure V.33** : Modélisation des isothermes d'adsorption pour BM-N5R

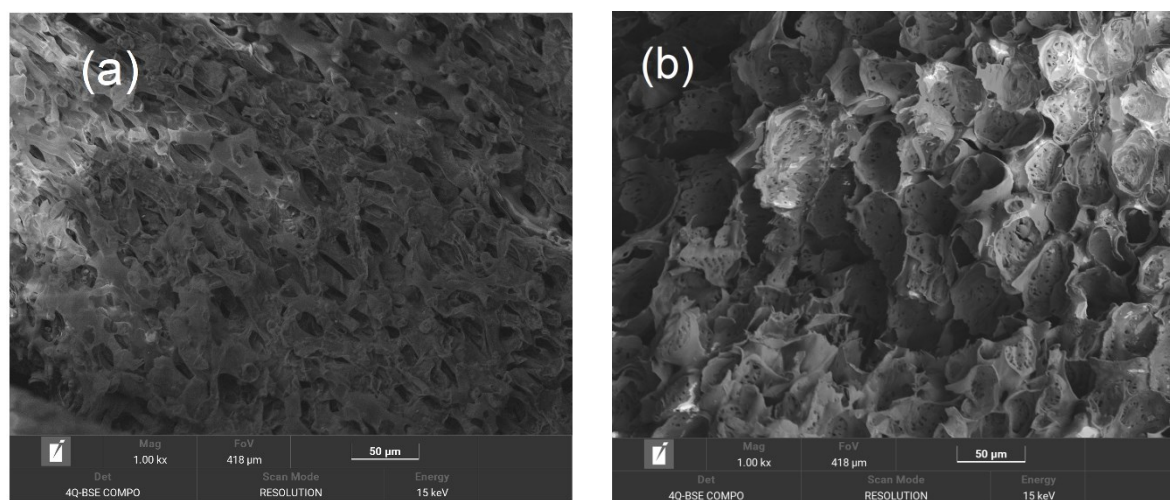
(a) Modèle de Langmuir ; (b) Modèle de Freundlich.

L'analyse des coefficients de régression (R^2) montre que le modèle de Langmuir s'ajuste mieux aux données expérimentales, avec des valeurs comprises entre 0,93 et 0,96, contre 0,91 à 0,94 pour le modèle de Freundlich. Ces résultats indiquent que l'adsorption suit un mécanisme mono-moléculaire sur des sites homogènes, caractéristique d'une forte affinité entre l'adsorbant et le soluté (El-Bendary et al., 2021). Les capacités maximales d'adsorption ($q_{\max}$) obtenus pour les peaux d'amandes sont de 208,33 mg/g pour BB-RS01 et de 243,9 mg/g pour BM-N5R. Ces valeurs mettent en évidence le fort potentiel des peaux d'amandes comme biosorbant naturel, économique et écologique pour le traitement des colorants dans les eaux usées. Les résultats de cette étude démontrent que les peaux d'amandes sont un biosorbant efficace pour l'élimination des colorants BB-RS01 et BM-N5R des eaux usées. La modélisation des isothermes indique que l'adsorption convient au modèle de Langmuir, suggérant une adsorption mono moléculaire. Cette recherche met en avant le potentiel des déchets agricoles dans le traitement durable des effluents industriels, tout en valorisant une ressource naturelle sous-utilisée.

V.7. Microscopie Électronique à Balayage (MEB)

V.7.1. Cas de l'épi de maïs

L'analyse par microscopie électronique à balayage (MEB) a révélé des transformations morphologiques significatives des particules d'épi de maïs après adsorption des colorants textiles (Figure V.34).



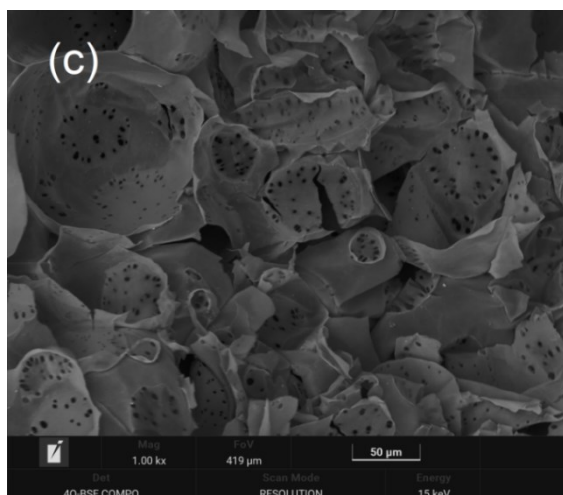


Figure V.34 : Images MEB des particules d'épi de maïs (EM) (a) EM avant adsorption ; (b) après adsorption de BB-RS01 ; (c) après adsorption de BM-N5R.

Avant adsorption des colorants (Figure V.34a), la surface de l'épi de maïs brut est compacte, lisse, homogène et dépourvue de sites actifs visibles, ce qui reflète son état non activé. La structure naturelle du matériau présente des fibres fines et des canaux microscopiques, suggérant un potentiel prometteur pour le développement d'une porosité active après interaction avec les colorants (Farnane et al., 2018).

Cependant après adsorption des colorants (Figure V.34b, c), des changements notables ont été observés sur la surface du matériau, notamment une augmentation de sa rugosité, l'apparition de micro-poches et de canaux, et une hétérogénéité accrue de sa surface. Ces modifications traduisent la création de nouveaux sites d'interaction, soutenus par des interactions chimiques robustes entre les groupes fonctionnels des colorants et ceux présents sur l'épi de maïs (Iwuozor et al., 2023). Les spectres FTIR de l'épi de maïs obtenus après adsorption des colorants (Figure V.35) révèlent des changements significatifs de la structure du matériau, témoignant ainsi la formation d'interactions chimiques entre les groupes fonctionnels de l'épi de maïs et ceux des colorants.

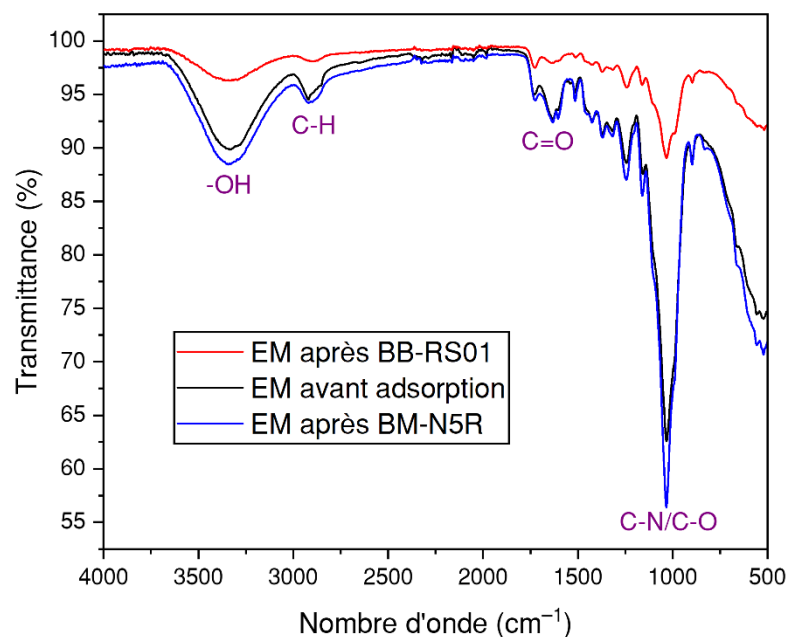


Figure V.35 : Spectres FTIR des épis de maïs après adsorption des colorants
Bleu Bemacron RS 01 et Bemacid Marine N-5R

Ces résultats FTIR démontrent que l'épi de maïs, riche en groupes fonctionnels actifs, subit des modifications chimiques substantielles après adsorption des colorants. Cela confirme son efficacité comme biosorbant pour les colorants textiles, grâce à ses interactions chimiques spécifiques. Ces résultats corroborent des études antérieures démontrant le potentiel de l'épi de maïs à éliminer divers colorants textiles (Salih et al., 2022). Ces transformations structurelles font de l'épi de maïs un matériau adsorbant potentiel pour le traitement des eaux usées colorées.

V.7.2. Cas des peaux d'amande

L'analyse des peaux d'amandes à l'aide de la microscopie électronique à balayage (MEB) a mis en évidence des transformations morphologiques significatives résultant du processus d'adsorption. La figure V.36 illustre ces observations en présentant des images capturées avant et après l'adsorption de colorants textiles.

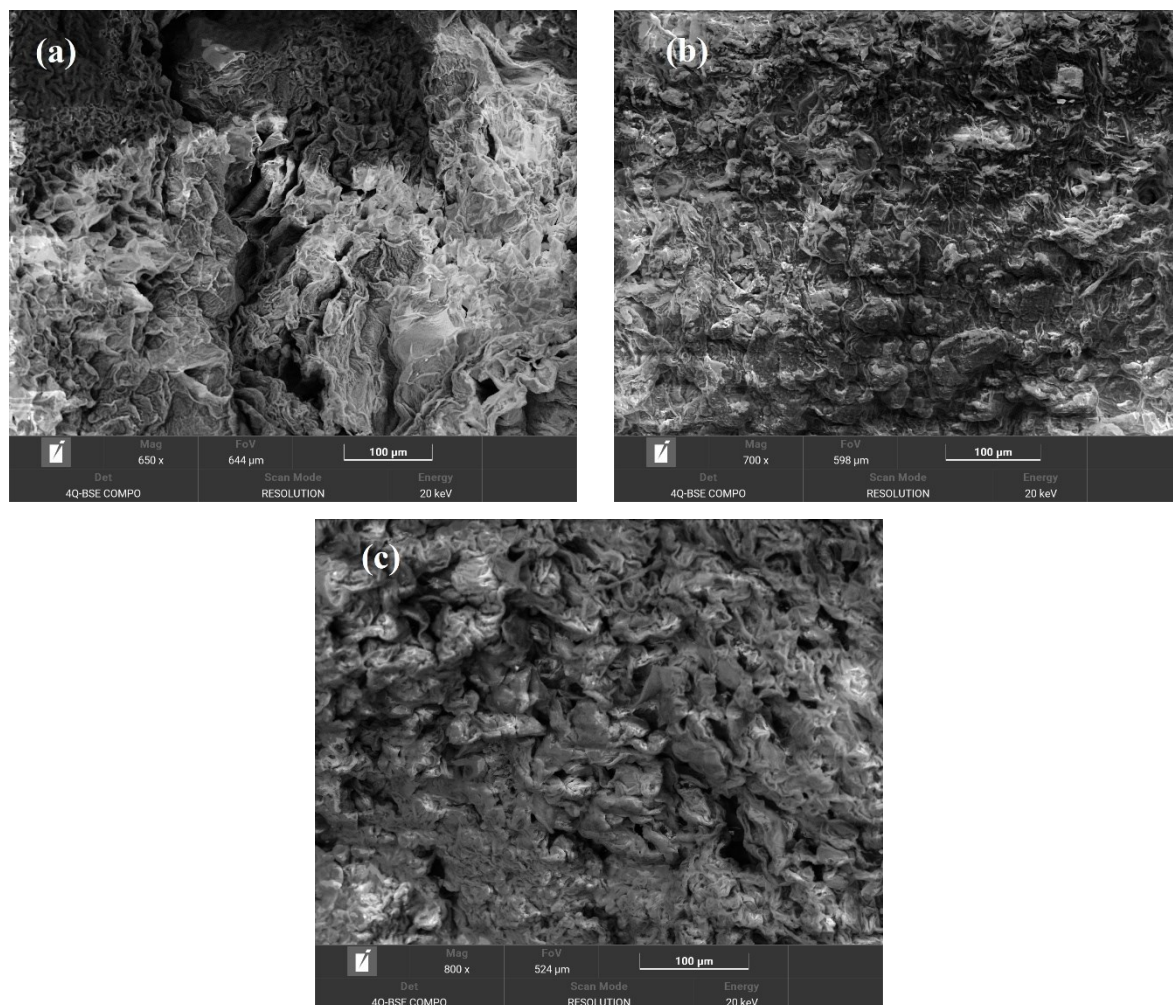


Figure V.36 : Images MEB des particules des peaux d'amande (a) matériau brut avant adsorption ; (b) après adsorption de BB-RS01 ; (c) après adsorption de BM-N5R

Avant adsorption des colorants (Figure V.36a), la surface des peaux d'amandes présente une structure compacte et relativement lisse, caractérisée par une porosité réduite et un nombre limité de sites disponibles pour les interactions. En revanche, après adsorption des colorants (Figure V.36b,c), des changements significatifs sont visibles, notamment l'apparition de microfissures, une augmentation de la rugosité de la surface, ainsi qu'un élargissement des pores. Ces modifications témoignent de la formation de nouveaux sites actifs sur la surface de l'adsorbant, optimisant ainsi son efficacité d'adsorption. Par ailleurs, des dépôts de colorants sont clairement discernables sur les fibres structurales des peaux d'amandes, confirmant leur rôle actif dans le processus d'adsorption. Ces observations corroborent les résultats d'études antérieures démontrant l'efficacité des peaux d'amandes pour l'adsorption de divers colorants, tels que le vert malachite, le vert brillant et le Rhodamine 6G. Ces travaux attribuent cette performance à la structure poreuse et aux groupes fonctionnels des peaux d'amandes, qui

permettent des interactions chimiques et physiques avec les molécules de colorants (Ben Arfi et al., 2017; Melhaoui et al., 2021; Senturk et al., 2010).

En effet, l'analyse FTIR des peaux d'amandes après adsorption des colorants Bemacron Blue RS 01 et Bemacid Marine N-5R (Figure V.37) a identifié la présence de groupes fonctionnels hydroxyles et carboxyles sur les peaux d'amandes, jouant un rôle clé dans les interactions chimiques avec les colorants (Bouaziz et al., 2017).

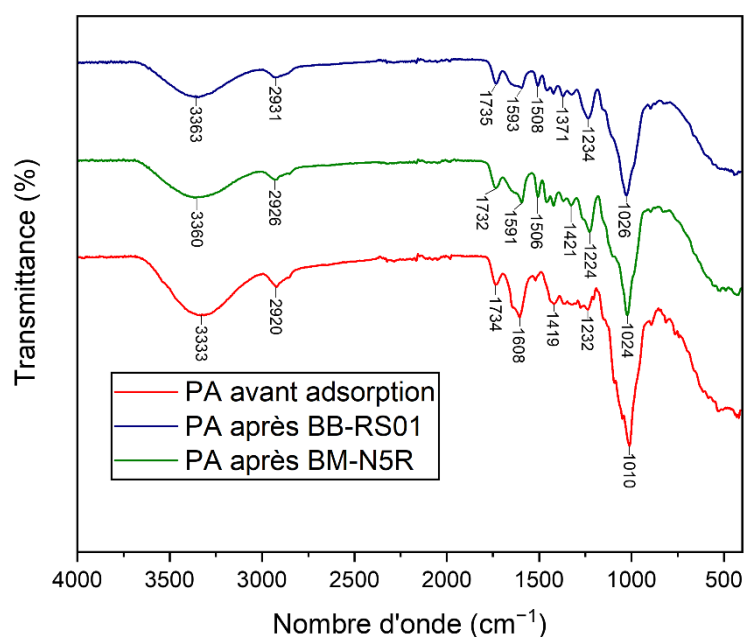


Figure V.37 : Spectres FTIR des peaux d'amandes après adsorption des colorants
(b) Spectres FTIR des peaux d'amandes après adsorption des colorants
Bemacron Blue RS 01 et Bemacid Marine N-5R

Des modifications spectrales significatives sont observées après adsorption des colorants, notamment des déplacements et des atténuations des bandes correspondant aux groupes hydroxyles et carbonyles. Cela confirme l'implication de ces groupes dans le processus d'adsorption, comme démontré dans plusieurs études récentes sur l'adsorption des colorants et des métaux lourds par les biomatériaux à base de peaux d'amande (Chouli et al., 2023). L'adsorption des colorants sur les peaux d'amande repose principalement sur des interactions électrostatiques et la formation de liaisons hydrogène entre les groupes fonctionnels des biosorbants et les molécules de colorants (Maaloul et al., 2021). La disparition ou l'atténuation de certaines bandes après adsorption suggère une liaison chimique entre les colorants et les sites actifs des peaux d'amande.

V.8. Mécanisme d'adsorption des colorants BB-RS01 et BM-N5R par les épis de maïs et les peaux d'amande

La figure V.38 illustrant le mécanisme d'adsorption des colorants BB-RS01 et BM-N5R par l'épi de maïs ou les peaux d'amande, mis en évidence les principaux types d'interactions des colorants par les biosorbants.

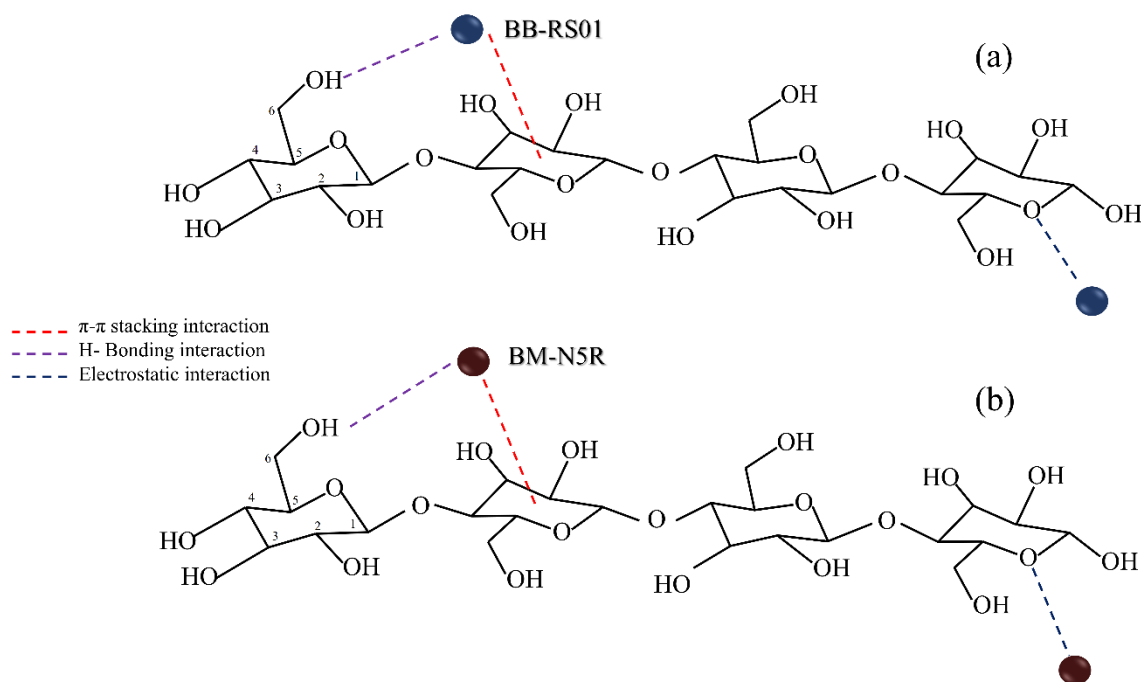


Figure V.38 : Représentation schématique des interactions impliquées dans l'adsorption des colorants BB-RS01 (a) et BM-N5R (b) sur l'épi de maïs et/ou les peaux d'amande

L'interaction π - π (en rouge) se produit entre les cycles aromatiques des colorants et ceux présents sur la surface du biosorbant, favorisant leur rétention. La liaison hydrogène (en violet) résulte de l'interaction entre les groupes hydroxyles (-OH) du biosorbant et les groupements fonctionnels des colorants, stabilisant ainsi le processus d'adsorption. L'interaction électrostatique (en bleu) repose sur l'attraction entre les charges opposées des colorants et celles du biosorbant, un phénomène fortement influencé par le pH du milieu, qui conditionne la charge de surface des composants. En comparant les deux colorants, on observe que BB-RS01 établit des interactions électrostatiques et des liaisons hydrogène plus marquées, ce qui peut influencer son adsorption en fonction du pH. De son côté, BM-N5R semble privilégier les interactions π - π , favorisant sa fixation sur la biomasse. Ces différences structurales suggèrent que l'efficacité d'adsorption varie selon la nature chimique du colorant et les caractéristiques du biosorbant. Ainsi, cette représentation met en évidence le rôle des interactions moléculaires dans le

processus de biosorption, soulignant l'importance des paramètres physico-chimiques tels que le pH et la composition du biosorbant dans la rétention des colorants.

V.9. Comparaison des capacités d'adsorption des colorants par les biosorbants testés avec d'autres travaux antérieurs et perspectives

Comme le montre le tableau V.10, les résultats obtenus dans cette étude pour les colorants Bemacron Blue-RS01 et Bemacid Marine-N5R à l'aide d'épis de maïs et les peaux d'amande se situent dans une plage comparable aux capacités d'adsorption rapportées dans la littérature pour d'autres biosorbants similaires. Cependant, des adsorbants tels que les coques d'amandes et le Raphia Hookerie affichent des capacités d'adsorption nettement supérieures à nos biosorbants, ce qui est souvent attribué à la surface spécifique plus importante des matériaux ou aux interactions chimiques renforcées avec les colorants.

Tableau V.12 : Comparaison des capacités d'adsorption maximales des colorants sur divers adsorbants : une revue de littérature

Adsorbant	Colorant	$q_{\max}(\text{mg/g})$	Références
Coquille d'amande	Methylene Blue (MB)	833,33	(Ait Ahsaine et al., 2018)
Hookerie Raphia	Rhodamine-B	666,67	(Inyinbor et al., 2016)
Coquille d'amande	Crystal Violet (CV)	625	(Ait Ahsaine et al., 2018)
Peaux d'amande	Bemacid Marine-N5R	243,9	Dans cette étude
Écorces d'orange	Methylene blue	218	(Boumediene et al., 2015)
Peaux d'amande	Bemacron Blue-RS01	208,33	Dans cette étude
Pelure de banane	Congo Red	164,6	(Munagapati et al., 2021)
Écorces d'orange au charbon activé par l'acide	Disperse Blue 183	149,344	(Taifi et al., 2022)
Épi de maïs	Bemacron Blue-RS01	99,5	Dans cette étude
Écorces de fruits de cactus	Basic Red 46	82,58	(Akkari et al., 2022)
Tiges de palmier	Congo red	73,53	(Guiza et al., 2014)
Sciure de bois	Neutral Red C.I.50040	64,06	(Belaid & Kacha, 2011)
Pelure de banane	Reactive Black 5	49,2	(Munagapati et al., 2021)
Épi de maïs	Bemacid Marine-N5R	46,08	Dans cette étude
Tiges de coton	Basic Green 5	42,37	(Akperov & Akperov, 2019)
Pelure de pomme de terre	Methylene blue	32,70	(Boumchita et al., 2016)
Épi de maïs	Reactive dye orange 16	26,11	(Suteu et al., 2011)
Coquille de noix	Malachite Green	11,76	(Hajjaligol & Masoum, 2019)
Épi de maïs	Methyl Orange	7,50	(Salih et al., 2022)
Noix de cajou	Methylene blue	5,311	(Senthil Kumar et al., 2011)

Poudre de peau de banane	Rhodamine-B	3,88	(Singh et al., 2018)
---------------------------------	-------------	------	----------------------

Il convient également de souligner que le type de colorant et les conditions expérimentales spécifiques utilisées dans chaque étude jouent un rôle déterminant dans l'efficacité du processus d'adsorption. Les épis de maïs surpassent des matériaux tels que les coques de noix ou les peaux de banane, démontrant leur potentiel en tant que solution économique et écologique. Cette comparaison met en évidence l'importance d'optimiser les paramètres expérimentaux afin de maximiser l'efficacité des biosorbants, tout en valorisant les déchets agricoles pour des applications durables. Enfin, ces résultats ouvrent des perspectives prometteuses pour des recherches futures visant à améliorer les propriétés et les performances des biosorbants dans le traitement des eaux usées.

V.10. Conclusion

Cette étude a démontré l'efficacité du couplage du procédé de coagulation-floculation (CFS) avec celui de l'adsorption pour le traitement des colorants textiles, mettant en avant une alternative écologique. L'analyse physico-chimique des rejets de la SOITINE a révélé un pH de 8,33, une DCO de 750 mg/L et une conductivité de 133,32 $\mu\text{S}/\text{cm}$, confirmant une pollution organique et minérale importante. L'optimisation du procédé CFS (Tableau V.8) a montré que des doses optimales de 300 mg/L et 400 mg/L de sulfate d'aluminium permettaient d'obtenir des rendements de 90,3 % pour le BM-N5R et 95,1 % pour le BB-RS01. L'ajout de poudre de cactus comme biocoagulant a encore amélioré ces performances, atteignant 86 % et 71 % respectivement. Le procédé d'adsorption (Tableau V.9) a confirmé le potentiel des épis de maïs et des peaux d'amande comme biosorbants naturels. Pour le BB-RS01, les rendements maximaux atteignent 37,23 % pour l'épi de maïs et 81,59 % pour la peau d'amande, tandis que pour le BM-N5R, ils sont de 13,11 % et 77,93 %. Les résultats du couplage CFS + adsorption (Tableau V.10) montrent une amélioration notable, portant l'efficacité totale à 98,0 % pour le BB-RS01 et 96,5 % pour le BM-N5R avec l'épi de maïs, et à 98,2 % et 97,1 % avec la peau d'amande. Les analyses de caractérisation ont confirmé la structure poreuse, la surface spécifique élevée et la présence de groupes fonctionnels actifs responsables du fort pouvoir adsorbant observé, en particulier pour la peau d'amande. Ces résultats mettent en évidence l'intérêt d'une approche combinée CFS-adsorption, utilisant des biosorbants naturels comme alternative efficace, durable et respectueuse de l'environnement aux procédés classiques de traitement des effluents textiles.

Tableau V.13 : Paramètres opératoires optimaux et rendements d'élimination obtenus pour les colorants BB-RS01 et BM-N5R lors du procédé de coagulation-floculation

Colorant	Paramètres optimaux	Conditions opératoires	Résultats obtenus
BB-RS01	Dose de coagulant optimale	400 mg/L	85,52%
	Dose de floculant optimale	50 mg/L	90,6%
	pH optimal	8	95,1%
BM-N5R	Dose de coagulant optimale	300 mg/L	90,29%
	Dose de floculant optimale	75 mg/L	88%
	pH optimal	4	90,3%

Tableau V.14 : Paramètres opératoires optimaux et performances d'adsorption des colorants BB-RS01 et BM-N5R sur les biosorbants d'origine végétale

Biosorbant	Colorant	Paramètres optimaux	Conditions opératoires	Résultats obtenus
Épi de maïs	BB-RS01	pH optimal	6	26,19%
		Masse optimale	3 g	30,86%
		Température optimale	45 °C	37,23%
		Taille des particules	0,5–0,63 mm	24,23%
	BM-N5R	pH optimal	2	9,93%
		Masse optimale	3 g	16,71%
		Température optimale	45 °C	13,11%
		Taille des particules	0,5–0,63 mm	8,5%
Peaux d'amande	BB-RS01	pH optimal	6	78,48%
		Masse optimale	3 g	80%
		Température optimale	45 °C	81,59%
		Taille optimale	0,5–0,63 mm	79,6%
	BM-N5R	pH optimal	2	69,59%
		Masse optimale	3 g	61,59%
		Température optimale	45 °C	77,93%
		Taille optimale	0,5–0,63 mm	61,39%

Tableau V.15 : Évaluation de l'efficacité du couplage CFS + adsorption pour l'élimination des colorants BB-RS01 et BM-N5R.

Biosorbant utilisé (après CFS)	Colorant	Efficacité du procédé CFS (%)	Efficacité du couplage CFS + Adsorption (%)	Gain d'efficacité après adsorption (%)
Épi de maïs	BB-RS01	95,1	98,0	+2,9
	BM-N5R	90,3	96,5	+6,2
Peaux d'amande	BB-RS01	95,1	98,2	+3,1
	BM-N5R	90,3	97,1	+6,8

Conclusion générale

Conclusion générale

Ce travail de recherche a permis de développer une stratégie de traitement des effluents textiles en combinant les procédés de coagulation-floculation et d'adsorption, dans une perspective de réduction de l'impact environnemental des rejets industriels issus de l'industrie textile. La caractérisation physico-chimique des effluents de l'usine SOITINE a mis en évidence une pollution organique et minérale significative, nécessitant l'application de traitements efficaces avant leur rejet dans le milieu naturel.

L'optimisation de la coagulation-floculation a démontré que l'association du sulfate d'aluminium avec un biocoagulant dérivé du cactus permettait une amélioration notable des performances d'élimination des colorants synthétiques. Avec une concentration initiale de 500 mg/L, les résultats ont révélé que l'application de 300 mg/L de sulfate d'aluminium réduisait la concentration résiduelle du Bemacid Marine N-5R (BM-N5R) à 48,42 mg/L, tandis qu'une dose de 400 mg/L permettait d'abaisser celle du Bleu Bemacron RS 01 (BB-RS01) à 70 mg/L, atteignant ainsi des taux d'élimination supérieurs à 90%. L'utilisation du biocoagulant a montré une efficacité significative, avec des rendements atteignant 86 % pour le BB-RS01 et 71% pour le BM-N5R, confirmant son potentiel comme alternative écologique aux coagulants chimiques traditionnels.

En complément, l'étude de l'adsorption a permis d'évaluer les performances de deux biosorbants issus de déchets agricoles: l'épi de maïs et les peaux d'amande. La caractérisation de ces matériaux par des analyses avancées (FTIR, MEB, BET, pH_{zpc}) a mis en évidence leur capacité à adsorber efficacement les colorants. Les peaux d'amande ont démontré une performance supérieure à celle de l'épi de maïs, avec des capacités maximales d'adsorption de 208,33 mg/g pour le BB-RS01 et de 243,9 mg/g pour le BM-N5R, selon le modèle de Langmuir, qui s'est avéré le plus adapté pour décrire le processus d'adsorption. De plus, des dépôts visibles de colorants autour des fibres structurelles confirment une adsorption efficace et durable. En comparaison avec d'autres matériaux agricoles cités dans la littérature, l'épi de maïs et les peaux d'amande montrent des propriétés adsorbantes remarquables offrant une alternative accessible pour les industries textiles.

Néanmoins, l'intégration des deux procédés a démontré une complémentarité efficace, permettant une amélioration significative de la qualité des effluents traités. Cette approche offre une solution durable et économiquement viable pour le traitement des eaux usées textiles, tout en valorisant des ressources naturelles et en réduisant l'utilisation de produits chimiques conventionnels. En effet, le recours à un bio-coagulant, issu de ressources naturelles, s'inscrit

dans une démarche de durabilité, avec pour ambition de réduire l'impact environnemental du processus de traitement tout en maintenant une efficacité comparable à celle des coagulants industriels. Les résultats obtenus de cette étude confirment le potentiel de l'épi de maïs et des peaux d'amande comme biosorbants efficace pour l'élimination des colorants contenus dans les eaux usées. Leur richesse en composés phénoliques et leur matrice poreuse offrent un grand nombre de sites actifs pour l'adsorption des colorants. Ces caractéristiques leur confèrent un potentiel pour des applications à grande échelle, contribuant ainsi à des stratégies de traitement des eaux usées respectueuses de l'environnement.

Cependant, et bien que les résultats obtenus soient encourageants, certaines pistes d'amélioration méritent d'être explorées. L'étude pourrait être élargie à une gamme plus large de colorants et d'effluents industriels réels afin d'évaluer la robustesse des procédés développés. De plus, l'optimisation des conditions opératoires à l'échelle pilote serait nécessaire pour valider la faisabilité industrielle de cette approche. Enfin, des recherches futures pourraient se concentrer sur la régénération et la réutilisation des biosorbants, ainsi que sur l'intégration d'autres technologies complémentaires pour renforcer l'efficacité du traitement. Cette étude contribue ainsi à l'avancement des solutions durables pour la dépollution des effluents textiles et ouvre la voie à des alternatives innovantes pour une gestion plus écologique des ressources en eau.

Références bibliographiques

Références bibliographiques

- Abouzaid, A., Mouzdahir, A., & Lhadi, E. K. (2005). Traitement d'effluents de l'industrie textile par combinaison de procédés de coagulation-floculation-nanofiltration. *Environnement, Ingénierie & Développement*, N°38-2ème Trimestre 2005, 8003. <https://doi.org/10.4267/dechets-sciences-techniques.1899>
- Abujazar, M. S. S., Karaağaç, S. U., Abu Amr, S. S., Alazaiza, M. Y. D., & Bashir, M. Jk. (2022). Recent advancement in the application of hybrid coagulants in coagulation-flocculation of wastewater: A review. *Journal of Cleaner Production*, 345, 131133. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.131133>
- Adeogun, A. I., Akinloye, J. O.-O., Idowu, M. A., & Akinloye, O. A. (2024). Kinetics, equilibrium thermodynamics and machine learning modeling of the adsorption of acid dyes by corncob derived magnetic modified biomass. *Bioremediation Journal*, 1–20.
- Agilee, N., Spasojević, T., Delić, M., Ogrizović, Đ., Gria, I. R., Prlainović, N., & Đolić, M. (2024). Hazelnut Shells as a Tenable Biosorbent for Basic Red 18 Azo Dye Removal. *Separations*, 11(12), 343.
- Ahmed, M., Mavukkandy, M. O., Giwa, A., Elektorowicz, M., Katsou, E., Khelifi, O., Naddeo, V., & Hasan, S. W. (2022). Recent developments in hazardous pollutants removal from wastewater and water reuse within a circular economy. *Npj Clean Water*, 5(1), 12. <https://doi.org/10.1038/s41545-022-00154-5>
- Ahmouda, K., Boudiaf, M., & Benhaoua, B. (2024). Correction: A novel study on the preferential attachment of chromophore and auxochrome groups in azo dye adsorption on different greenly synthesized magnetite nanoparticles: investigation of the influence of the mediating plant extract's acidity. *Nanoscale Advances*, 6(2), 732–732. <https://doi.org/10.1039/D3NA90121A>
- Ait Ahsaine, H., Zbair, M., Anfar, Z., Naciri, Y., El Haouti, R., El Alem, N., & Ezahri, M. (2018). Cationic dyes adsorption onto high surface area 'almond shell' activated carbon: Kinetics, equilibrium isotherms and surface statistical modeling. *Materials Today Chemistry*, 8, 121–132. <https://doi.org/10.1016/j.mtchem.2018.03.004>
- Akbar, S. A., & Khairunnisa, K. (2024). Seaweed-based biosorbent for the removal of organic and inorganic contaminants from water: A systematic review. *BIO Web of Conferences*, 87, 02011. <https://doi.org/10.1051/bioconf/20248702011>
- Akhtar, K., Khan, S. A., Khan, S. B., & Asiri, A. M. (2018). Scanning Electron Microscopy: Principle and Applications in Nanomaterials Characterization. In S. K. Sharma (Ed.), *Handbook of Materials Characterization* (pp. 113–145). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-92955-2_4
- Akinnawo, S. O., Ayadi, P. O., & Oluwalope, M. T. (2023). Chemical coagulation and biological techniques for wastewater treatment. *Ovidius University Annals of Chemistry*, 34(1), 14–21. <https://doi.org/10.2478/auoc-2023-0003>
- Akkari, I., Graba, Z., Bezzi, N., Kaci, M. M., Merzeg, F. A., Bait, N., Ferhati, A., Dotto, G. L., & Benguerba, Y. (2023). Effective removal of cationic dye on activated carbon made from cactus fruit peels: A combined experimental and theoretical study. *Environmental Science and Pollution Research*, 30(2), 3027–3044. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-22402-4>

- Akkari, I., Graba, Z., Bezzi, N., Merzeg, F. A., Bait, N., Ferhati, A., & Kaci, M. M. (2022). Biosorption of Basic Red 46 using raw cactus fruit peels: Equilibrium, kinetic and thermodynamic studies. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 1–12.
- Akperov, E. O., & Akperov, O. H. (2019). The wastage of the cotton stalks (*Gossypium hirsutum* L.) as low-cost adsorbent for removal of the Basic Green 5 dye from aqueous solutions. *Applied Water Science*, 9(8), 183. <https://doi.org/10.1007/s13201-019-1071-0>
- Al-Arjan, W. S. (2022). Zinc Oxide Nanoparticles and Their Application in Adsorption of Toxic Dye from Aqueous Solution. *Polymers*, 14(15), 3086. <https://doi.org/10.3390/polym14153086>
- Alegbe, E. O., & Uthman, T. O. (2024). A review of history, properties, classification, applications and challenges of natural and synthetic dyes. *Heliyon*, 10(13), e33646. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e33646>
- Ali, A. N. (2024). A comprehensive study of natural and synthetic dyes: Their properties, methods of preparation, and uses. *SHIFAA*, 2024, 1–17. <https://doi.org/10.70470/SHIFAA/2024/001>
- Allègre, C., Moulin, P., Maisseu, M., & Charbit, F. (2006). Treatment and reuse of reactive dyeing effluents. *Journal of Membrane Science*, 269(1–2), 15–34.
- Al-Maliky, E. A., Gzar, H. A., & Al-Azawy, M. G. (2021). Determination of Point of Zero Charge (PZC) of Concrete Particles Adsorbents. *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*, 1184(1), 012004. <https://doi.org/10.1088/1757-899X/1184/1/012004>
- Ammayappan, L., Jose, S., & Arputha Raj, A. (2016). Sustainable Production Processes in Textile Dyeing. In S. S. Muthu & M. A. Gardetti (Eds.), *Green Fashion* (pp. 185–216). Springer Singapore. https://doi.org/10.1007/978-981-10-0111-6_8
- Anjaneyulu, Y., Sreedhara Chary, N., & Samuel Suman Raj, D. (2005). Decolourization of industrial effluents—available methods and emerging technologies—a review. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 4(4), 245–273.
- Arica, T. A., Balci, F. M., Balci, S., & Arica, M. Y. (2022). Highly Porous Poly(o-Phenylenediamine) Loaded Magnetic Carboxymethyl Cellulose Hybrid Beads for Removal of Two Model Textile Dyes. *Fibers and Polymers*, 23(10), 2838–2854. <https://doi.org/10.1007/s12221-022-0221-4>
- Arslan, I. (2001). Treatability of a simulated disperse dye-bath by ferrous iron coagulation, ozonation, and ferrous iron-catalyzed ozonation. *Journal of Hazardous Materials*, 85(3), 229–241. [https://doi.org/10.1016/S0304-3894\(01\)00232-1](https://doi.org/10.1016/S0304-3894(01)00232-1)
- Asaithambi, P., Yesuf, M. B., Govindarajan, R., Hariharan, N. M., Thangavelu, P., & Alemayehu, E. (2022). A Review of Hybrid Process Development Based on Electrochemical and Advanced Oxidation Processes for the Treatment of Industrial Wastewater. *International Journal of Chemical Engineering*, 2022, 1–15. <https://doi.org/10.1155/2022/1105376>
- Atmani, F., Bensmaili, A., & Amrane, A. (2010). Methyl orange removal from aqueous solutions by natural and treated skin almonds. *Desalination and Water Treatment*, 22(1–3), 174–181. <https://doi.org/10.5004/dwt.2010.1425>

- Atmani, F., Bensmaili, A., & Mezenner, N. Y. (2009). Synthetic Textile Effluent Removal by Skin Almonds Waste. *Journal of Environmental Science and Technology*, 2(4), 153–169. <https://doi.org/10.3923/jest.2009.153.169>
- Ayawei, N., Ebelegi, A. N., & Wankasi, D. (2017). Modelling and Interpretation of Adsorption Isotherms. *Journal of Chemistry*, 2017, 1–11. <https://doi.org/10.1155/2017/3039817>
- Azanaw, A., Birlie, B., Teshome, B., & Jemberie, M. (2022). Textile effluent treatment methods and eco-friendly resolution of textile wastewater. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 6, 100230. <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2022.100230>
- Azari, A., Nabizadeh, R., Mahvi, A. H., & Nasser, S. (2022). Integrated Fuzzy AHP-TOPSIS for selecting the best color removal process using carbon-based adsorbent materials: Multi-criteria decision making vs. systematic review approaches and modeling of textile wastewater treatment in real conditions. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 102(18), 7329–7344. <https://doi.org/10.1080/03067319.2020.1828395>
- Baaka, N., & Khiari, R. (2020). *Fibres textiles: Caractéristiques et propriétés*. Éditions universitaires européennes.
- Badawi, A. K., Salama, R. S., & Mostafa, M. M. M. (2023). Natural-based coagulants/flocculants as sustainable market-valued products for industrial wastewater treatment: A review of recent developments. *RSC Advances*, 13(28), 19335–19355. <https://doi.org/10.1039/D3RA01999C>
- Badawi, A. K., & Zaher, K. (2021). Hybrid treatment system for real textile wastewater remediation based on coagulation/flocculation, adsorption and filtration processes: Performance and economic evaluation. *Journal of Water Process Engineering*, 40, 101963. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.101963>
- Baghapour, M. A., Mahvi, A. H., & Pourfadakari, S. (2013). Thermodynamic Analysis of Reactive Red 198 Removal from Synthetic Wastewater by Using Multiwall Carbon Nanotubes. *Health Scope*, 2(3), 149–155. <https://doi.org/10.17795/jhealthscope-13438>
- Bailey, S. E., Olin, T. J., Bricka, R. M., & Adrian, D. D. (1999). A review of potentially low-cost sorbents for heavy metals. *Water Research*, 33(11), 2469–2479.
- Barka, N. (2008). *L'élimination des colorants de synthèse par adsorption sur un phosphate naturel et par dégradation photocatalytique sur TiO2 supporté*.
- Belaid, K. D., & Kacha, S. (2011). Study of the kinetics and thermodynamics of the adsorption of a basic dye on sawdust. *Journal of Water Science*, 24, 131–144.
- Belhane, M., Boutaghane, H., & Boufas, R.-A. (2021). Effect of future environmental laws on the WWTP sustainability in Algeria – case study on phosphorus discharges and sewage sludge management. *Desalination and Water Treatment*, 209, 437–446. <https://doi.org/10.5004/dwt.2021.26545>
- Bembli, M., Elabidine, M. Z., Bechrifa, A., & Boughzala, K. (2022). Etude de l'adsorption de l'Acide Rouge 52 par des sous-produits de l'industrie phosphatière. *RHAZES: Green and Applied Chemistry*, 15, 51–65.
- Ben Arfi, R., Karoui, S., Mougin, K., & Ghorbal, A. (2017). Adsorptive removal of cationic and anionic dyes from aqueous solution by utilizing almond shell as bioadsorbent. *Euro-Mediterranean Journal for Environmental Integration*, 2(1), 20. <https://doi.org/10.1007/s41207-017-0032-y>

- Ben Rebah, F., & Siddeeg, S. (2017). Cactus an eco-friendly material for wastewater treatment: A review. *J Mater Environ Sc*, 8, 1770-82.
- Benkhaya, S., M'rabet, S., & El Harfi, A. (2020). Classifications, properties, recent synthesis and applications of azo dyes. *Heliyon*, 6(1), e03271. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e03271>
- Benstaali, I., Talia, A., & Benadela, L. (2024). Optimized wastewater management utilizing multivariate statistical analysis: A case study of the Mascara wastewater treatment plant, Algeria. *Water Science & Technology*, 90(4), 1290–1305. <https://doi.org/10.2166/wst.2024.276>
- Berber-Villamar, N. K., Netzahuatl-Muñoz, A. R., Morales-Barrera, L., Chávez-Camarillo, G. Ma., Flores-Ortiz, C. M., & Cristiani-Urbina, E. (2018). Corncob as an effective, eco-friendly, and economic biosorbent for removing the azo dye Direct Yellow 27 from aqueous solutions. *PLOS ONE*, 13(4), e0196428. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0196428>
- Berradi, M., Hsissou, R., Khudhair, M., Assouag, M., Cherkaoui, O., El Bachiri, A., & El Harfi, A. (2019). Textile finishing dyes and their impact on aquatic environs. *Heliyon*, 5(11), e02711. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2019.e02711>
- Bertea, A., & Bertea, A. (2008). Decolorisation and recycling of textile wastewater. *Performantica Ed, Iasi*.
- Betatache, H., Aouabed, A., Drouiche, N., & Lounici, H. (2014). Conditioning of sewage sludge by prickly pear cactus (*Opuntia ficus Indica*) juice. *Ecological Engineering*, 70, 465–469. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.06.031>
- Beya, C. L., Kanwugu, O. N., & Ivantsova, M. N. (2022). Modern biotechnological methods in wastewater treatment: A review. *Chimica Techno Acta*, 9(2S), 202292S3, 5437. <https://doi.org/10.15826/chimtech.2022.9.2.S3>
- Bhatia, S., & Devraj, S. (2017). *Pollution control in textile industry*. WPI publishing.
- Bisht, V., & Lal, B. (2019). Exploration of Performance Kinetics and Mechanism of Action of a Potential Novel Bioflocculant BF-VB2 on Clay and Dye Wastewater Flocculation. *Frontiers in Microbiology*, 10, 1288. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2019.01288>
- Bolto, B., & Gregory, J. (2007). Organic polyelectrolytes in water treatment. *Water Research*, 41(11), 2301–2324. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.03.012>
- Borad, S. (2021). Treatment of Textile/Dye Wastewater by Adsorption Using Metal Oxide Nano Particles. *International Journal for Research in Applied Science and Engineering Technology*, 9(10), 934–937. <https://doi.org/10.22214/ijraset.2021.38508>
- Bortone, G., Cech, J., Bianchi, R., & Tilche, A. (1995). Effects of an anaerobic zone in a textile wastewater treatment plant. *Water Science and Technology*, 32(9–10), 133–140.
- Bouaouine, O., Bourven, I., Khalil, F., & Baudu, M. (2018). Identification of functional groups of *Opuntia ficus-indica* involved in coagulation process after its active part extraction. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(11), 11111–11119. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-1394-7>
- Bouaziz, F., Koubaa, M., Kallel, F., Ghorbel, R. E., & Chaabouni, S. E. (2017). Adsorptive removal of malachite green from aqueous solutions by almond gum: Kinetic study and equilibrium isotherms. *International Journal of Biological Macromolecules*, 105, 56–65. <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2017.06.106>

- Bouchelkia, N., Benazouz, K., Mameri, A., Belkhiri, L., Hamri, N., Belkacemi, H., Zoukel, A., Amrane, A., Aoulmi, F., & Mouni, L. (2023). Study and Characterization of H₃PO₄ Activated Carbons Prepared from Jujube Stones for the Treatment of Industrial Textile Effluents. *Processes*, 11(9), 2694. <https://doi.org/10.3390/pr11092694>
- Boumchita, S., Lahrichi, A., Benjelloun, Y., Lairini, S., Nenov, V., & Zerrouq, F. (2016). Removal of cationic dye from aqueous solution by a food waste: Potato peel. *Journal of Materials and Environmental Science*, 7(1), 73–84.
- Boumediene, M., Benaïssa, H., George, B., Molina, S., & Merlin, A. (2015). Characterization of two cellulosic waste materials (orange and almond peels) and their use for the removal of methylene blue from aqueous solutions. *Maderas. Ciencia y Tecnología, ahead*, 0–0. <https://doi.org/10.4067/S0718-221X2015005000008>
- Boumediene, M., Benaïssa, H., George, B., Molina, S., & Merlin, A. (2018). Effects of pH and ionic strength on methylene blue removal from synthetic aqueous solutions by sorption onto orange peel and desorption study. *J. Mater. Environ. Sci*, 9(6), 1700–1711.
- Bouras, O. (2003). *Propriétés adsorbantes d'argiles pontées organophiles: Synthèse et caractérisation*. Limoges.
- Bouyakoub, A. Z., Kacha, S., Ouhib, R., Bellebia, S., & Lartiges, B. (2010). Traitement combiné d'un effluent textile contenant des colorants réactifs par coagulation-floculation et électroflottation. *Revue Des Sciences de l'eau*, 23(1), 89–103. <https://doi.org/10.7202/038927ar>
- Brunauer, S., Emmett, P. H., & Teller, E. (1938). Adsorption of gases in multimolecular layers. *Journal of the American Chemical Society*, 60(2), 309–319.
- Bulgariu, L., & Bulgariu, D. (2018). Functionalized soy waste biomass—A novel environmental-friendly biosorbent for the removal of heavy metals from aqueous solution. *Journal of Cleaner Production*, 197, 875–885. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.06.261>
- Carliell, C. (1995). Microbial decolourisation of a reactive azo dye under anaerobic conditions. *Water Sa*, 21(1), 61–69.
- Ceretta, M. B., Nercessian, D., & Wolski, E. A. (2021). Current Trends on Role of Biological Treatment in Integrated Treatment Technologies of Textile Wastewater. *Frontiers in Microbiology*, 12, 651025. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2021.651025>
- Chakraborty, S., De, S., Basu, J. K., & DasGupta, S. (2005). Treatment of a textile effluent: Application of a combination method involving adsorption and nanofiltration. *Desalination*, 174(1), 73–85. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2004.08.040>
- Chanwala, J., Kaushik, G., Dar, M. A., Upadhyay, S., & Agrawal, A. (2019). Process optimization and enhanced decolorization of textile effluent by *Planococcus* sp. Isolated from textile sludge. *Environmental Technology & Innovation*, 13, 122–129.
- Chen, C., Feng, J., Li, J., Guo, Y., Shi, X., & Peng, H. (2023). Functional Fiber Materials to Smart Fiber Devices. *Chemical Reviews*, 123(2), 613–662. <https://doi.org/10.1021/acs.chemrev.2c00192>
- Chittal, V., Gracias, M., Anu, A., Saha, P., & Rao, K. B. (2019). Biodecolorization and biodegradation of azo dye reactive orange-16 by marine *Nocardiopsis* sp. *Iranian Journal of Biotechnology*, 17(3), e1551.

- Chouli, F., Ezzat, A. O., Sabantina, L., Benyoucef, A., & Zehhaf, A. (2023). Optimization Conditions of Malachite Green Adsorption onto Almond Shell Carbon Waste Using Process Design. *Molecules*, 29(1), 54. <https://doi.org/10.3390/molecules29010054>
- Crini, G. (2006). Non-conventional low-cost adsorbents for dye removal: A review. *Bioresource Technology*, 97(9), 1061–1085.
- Cripps, C., Bumpus, J. A., & Aust, S. D. (1990). Biodegradation of azo and heterocyclic dyes by *Phanerochaete chrysosporium*. *Applied and Environmental Microbiology*, 56(4), 1114–1118.
- Dairi, S., Mrad, D., Bouamrane, A., Djebbar, Y., & Abida, H. (2023). Wastewater Reclamation and Reuse Trends in Algeria: Opportunities and Challenges. *Doklady Earth Sciences*, 511(2), 753–760. <https://doi.org/10.1134/S1028334X23600688>
- Daoud, M., Benturki, O., Girods, P., Donnot, A., & Fontana, S. (2019). Adsorption ability of activated carbons from Phoenix dactylifera rachis and Ziziphus jujube stones for the removal of commercial dye and the treatment of dyestuff wastewater. *Microchemical Journal*, 148, 493–502.
- Daud, N. M., Abdullah, S. R. S., Hasan, H. A., Othman, A. R., & Ismail, N. ‘Izzati. (2023). Coagulation-flocculation treatment for batik effluent as a baseline study for the upcoming application of green coagulants/flocculants towards sustainable batik industry. *Heliyon*, 9(6). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e17284>
- De Blasio, C. (2019). Thermogravimetric Analysis (TGA). In C. De Blasio, *Fundamentals of Biofuels Engineering and Technology* (pp. 91–102). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-030-11599-9_7
- De Gisi, S., Lofrano, G., Grassi, M., & Notarnicola, M. (2016). Characteristics and adsorption capacities of low-cost sorbents for wastewater treatment: A review. *Sustainable Materials and Technologies*, 9, 10–40. <https://doi.org/10.1016/j.susmat.2016.06.002>
- De Sousa Silva, R., Rengel, H. D., Voigt, F. D., Machado, R. A. F., De Fátima Peralta Muniz Moreira, R., & Marangoni, C. (2023). Treatment of real textile wastewater by coagulation/flocculation integrated with direct contact membrane distillation. *Separation Science and Technology*, 58(13), 2394–2410. <https://doi.org/10.1080/01496395.2023.2245135>
- Déribéré, M. (2014). *La couleur* (12e éd). Presses universitaires de France.
- Ding, Y., & Freeman, H. S. (2017). Mordant dye application on cotton: Optimisation and combination with natural dyes. *Coloration Technology*, 133(5), 369–375. <https://doi.org/10.1111/cote.12288>
- Donkadokula, N. Y., Kola, A. K., Naz, I., & Saroj, D. (2020). A review on advanced physico-chemical and biological textile dye wastewater treatment techniques. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 19(3), 543–560. <https://doi.org/10.1007/s11157-020-09543-z>
- Đorđević, N., Šmelcerović, M., Đorđević, D., & Miljković, M. (2013). Thermodynamics of reactive dye adsorption on the bottom ashes. *Zaštita Materijala*, 54(3), 279–284.
- Duan, J., & Gregory, J. (2003). Coagulation by hydrolysing metal salts. *Advances in Colloid and Interface Science*, 100–102, 475–502. [https://doi.org/10.1016/S0001-8686\(02\)00067-2](https://doi.org/10.1016/S0001-8686(02)00067-2)

- Dufossé, L. (2024). New Research Trends for Textiles, a Bright Future. *Textiles*, 4(3), 356–358. <https://doi.org/10.3390/textiles4030021>
- Edet, U. A., & Ifelebuegu, A. O. (2020). Kinetics, Isotherms, and Thermodynamic Modeling of the Adsorption of Phosphates from Model Wastewater Using Recycled Brick Waste. *Processes*, 8(6), 665. <https://doi.org/10.3390/pr8060665>
- Edzwald, J. K. & American Water Works Association (Eds.). (2012). *Water quality & treatment: A handbook on drinking water* (6th ed). McGraw-Hill.
- Elbatea, A. A., Nosier, S. A., Zatout, A. A., Hassan, I., Sedahmed, G. H., Abdel-Aziz, M. H., & El-Naggar, M. A. (2021). Removal of reactive red 195 from dyeing wastewater using electro-Fenton process in a cell with oxygen sparged fixed bed electrodes. *Journal of Water Process Engineering*, 41, 102042. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.102042>
- El-Bendary, N., El-Etriby, H. Kh., & Mahanna, H. (2021). High-performance removal of iron from aqueous solution using modified activated carbon prepared from corn cobs and luffa sponge. *DESALINATION AND WATER TREATMENT*, 213, 348–357. <https://doi.org/10.5004/dwt.2021.26721>
- El-Gaayda, J., Titchou, F. E., Oukhrib, R., Yap, P.-S., Liu, T., Hamdani, M., & Ait Akbour, R. (2021). Natural flocculants for the treatment of wastewaters containing dyes or heavy metals: A state-of-the-art review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(5), 106060. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.106060>
- El-Habacha, M., Dabagh, A., Lagdali, S., Miyah, Y., Mahmoudy, G., Sinan, F., Chiban, M., Iaich, S., & Zerbet, M. (2023). An efficient and adsorption of methylene blue dye on a natural clay surface: Modeling and equilibrium studies. *Environmental Science and Pollution Research*. <https://doi.org/10.1007/s11356-023-27413-3>
- El-Sayed, S. A., Khass, T. M., & Mostafa, M. E. (2024). Thermal degradation behaviour and chemical kinetic characteristics of biomass pyrolysis using TG/DTG/DTA techniques. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 14(15), 17779–17803. <https://doi.org/10.1007/s13399-023-03926-2>
- Enache, A.-C., Cojocaru, C., Samoila, P., Ciornea, V., Apolzan, R., Predeanu, G., & Harabagiu, V. (2023). Adsorption of Brilliant Green Dye onto a Mercerized Biosorbent: Kinetic, Thermodynamic, and Molecular Docking Studies. *Molecules*, 28(10), 4129. <https://doi.org/10.3390/molecules28104129>
- Everett, D. H. (1989). *Basic principles of colloid science*. Royal society of chemistry.
- Faghihian, H., Nourmoradi, H., & Shokouhi, M. (2014). Removal of copper (II) and nickel (II) from aqueous media using silica aerogel modified with amino propyl triethoxysilane as an adsorbent: Equilibrium, kinetic, and isotherms study. *Desalination and Water Treatment*, 52(1–3), 305–313. <https://doi.org/10.1080/19443994.2013.785367>
- Faghihinezhad, M., Baghdadi, M., Shahin, M. S., & Torabian, A. (2022). Catalytic ozonation of real textile wastewater by magnetic oxidized g-C₃N₄ modified with Al₂O₃ nanoparticles as a novel catalyst. *Separation and Purification Technology*, 283, 120208. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2021.120208>
- Faghihzadeh, F., Anaya, N. M., Schiffman, L. A., & Oyanedel-Craver, V. (2016). Fourier transform infrared spectroscopy to assess molecular-level changes in microorganisms exposed to nanoparticles. *Nanotechnology for Environmental Engineering*, 1(1), 1. <https://doi.org/10.1007/s41204-016-0001-8>

- Farias, K. C. S., Guimarães, R. C. A., Oliveira, K. R. W., Nazário, C. E. D., Ferencz, J. A. P., & Wender, H. (2023). Banana Peel Powder Biosorbent for Removal of Hazardous Organic Pollutants from Wastewater. *Toxics*, 11(8), 664. <https://doi.org/10.3390/toxics11080664>
- Farnane, M., Tounsadi, H., Machrouhi, A., Elhalil, A., Mahjoubi, F. Z., Sadiq, M., Abdennouri, M., Qourzal, S., & Barka, N. (2018). Dye removal from aqueous solution by raw maize corncob and H3PO4 activated maize corncob. *Journal of Water Reuse and Desalination*, 8(2), 214–224. <https://doi.org/10.2166/wrd.2017.179>
- Favero, B. M., Favero, A. C., Taffarel, S. R., & Souza, F. S. (2020). Evaluation of the efficiency of coagulation/flocculation and Fenton process in reduction of colour, turbidity and COD of a textile effluent. *Environmental Technology*, 41(12), 1580–1589. <https://doi.org/10.1080/09593330.2018.1542035>
- Flores Alarcón, M. A., Revilla Pacheco, C., Garcia Bustos, K., Tejada Meza, K., Terán-Hilares, F., Pacheco Tanaka, D. A., Colina Andrade, G. J., & Terán-Hilares, R. (2022). Efficient dye removal from real textile wastewater using orange seed powder as suitable bio-adsorbent and membrane technology. *Water*, 14(24), 4104.
- Gaur, B., Mittal, J., Shah, S. A. A., Mittal, A., & Baker, R. T. (2024). Sequestration of an Azo Dye by a Potential Biosorbent: Characterization of Biosorbent, Adsorption Isotherm and Adsorption Kinetic Studies. *Molecules*, 29(10), 2387. <https://doi.org/10.3390/molecules29102387>
- Georgiou, D., Aivazidis, A., Hatiras, J., & Gimouhopoulos, K. (2003). Treatment of cotton textile wastewater using lime and ferrous sulfate. *Water Research*, 37(9), 2248–2250. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(02\)00481-5](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(02)00481-5)
- Giles, C. H., MacEwan, T. H., Nakhwa, S. N., & Smith, Djj. (1960). 786. Studies in adsorption. Part XI. A system of classification of solution adsorption isotherms, and its use in diagnosis of adsorption mechanisms and in measurement of specific surface areas of solids. *Journal of the Chemical Society (Resumed)*, 3973–3993.
- Gita, S., Hussan, A., & Choudhury, T. G. (2017). Impact of textile dyes waste on aquatic environments and its treatment. *Environ. Ecol*, 35(3C), 2349–2353.
- Golob, V., Vinder, A., & Simonič, M. (2005). Efficiency of the coagulation/flocculation method for the treatment of dyebath effluents. *Dyes and Pigments*, 67(2), 93–97.
- Goswami, D., Mukherjee, J., Mondal, C., & Bhunia, B. (2024). Bioremediation of azo dye: A review on strategies, toxicity assessment, mechanisms, bottlenecks and prospects. *Science of The Total Environment*, 954, 176426. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.176426>
- Graham, T. (1861). *Liquid Diffusion Applied to analysis* (Philosophical Transactions).
- Gregory, J. (2005). *Particles in Water* (0 ed.). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9780203508459>
- Grenda, K., Gamelas, J. A. F., Arnold, J., Cayre, O. J., & Rasteiro, M. G. (2020). Evaluation of Anionic and Cationic Pulp-Based Flocculants With Diverse Lignin Contents for Application in Effluent Treatment From the Textile Industry: Flocculation Monitoring. *Frontiers in Chemistry*, 8, 5. <https://doi.org/10.3389/fchem.2020.00005>
- Neusatz Guillhen, S., Watanabe, T., Tieko Silva, T., Rovani, S., Takehiro Marumo, J., Alberto Soares Tenório, J., Mašek, O., & Goulart de Araujo, L. (2022). Role of Point of Zero Charge in the Adsorption of Cationic Textile Dye on Standard Biochars from Aqueous

- Solutions: Selection Criteria and Performance Assessment. Recent Progress in Materials, 04(02), 010. <https://doi.org/10.21926/rpm.2202010>
- Guivarch, E. (2004a). *Traitement des polluants organiques en milieux aqueux par procédé électrochimique d'oxydation avancée" Electro-Fenton": Application à la minéralisation des colorants synthétiques*. Marne-la-Vallée.
- Guivarch, E. (2004b). *Traitement des polluants organiques en milieux aqueux par procédé électrochimique d'oxydation avancée" Electro-Fenton": Application à la minéralisation des colorants synthétiques*. Marne-la-Vallée.
- Guiza, S., Ghiloufi, K., & Bagane, F. M. (2014). Utilization of waste Tunisian palm tree date as low-cost adsorbent for the removal of dyes from textile wastewater. *Mediterranean Journal of Chemistry*, 3(5), 1044–1052.
- Gupta, S. K., Nayunigari, M. K., Misra, R., Ansari, F. A., Dionysiou, D. D., Maity, A., & Bux, F. (2016). Synthesis and Performance Evaluation of a New Polymeric Composite for the Treatment of Textile Wastewater. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 55(1), 13–20. <https://doi.org/10.1021/acs.iecr.5b03714>
- Gürses, A., Açıkyıldız, M., Güneş, K., & Gürses, M. S. (2016). Dyes and Pigments: Their Structure and Properties. In A. Gürses, M. Açıkyıldız, K. Güneş, & M. S. Gürses, *Dyes and Pigments* (pp. 13–29). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-33892-7_2
- Haidir, F., Fahma, F., Firmada, A., Purnawati, R., Suryanegara, L., & MacMillan, C. (2024). Review: Natural Fibres for Textile Application. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 1358(1), 012006. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/1358/1/012006>
- Hajjaligol, S., & Masoum, S. (2019). Optimization of biosorption potential of nano biomass derived from walnut shell for the removal of Malachite Green from liquids solution: Experimental design approaches. *Journal of Molecular Liquids*, 286, 110904. <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2019.110904>
- Halysh, V., Trus, I., Radovenchuk, V., & Gomelya, M. (2021). Biosorbents for wastewater treatment. *Proceedings of the NTUU "Igor Sikorsky KPI". Series: Chemical Engineering, Ecology and Resource Saving*, 3, 51–57. <https://doi.org/10.20535/2617-9741.3.2021.241049>
- Hammond, Z. A., Chyad, T. F., & Al-Saedi, R. (2021). Adsorption Performance of Dyes Over Zeolite for Textile Wastewater Treatment. *Ecological Chemistry and Engineering S*, 28(3), 329–337. <https://doi.org/10.2478/eces-2021-0022>
- Hannouche, A., Chebbo, G., Ruban, G., Tassin, B., & Joannis, C. (2011). Relation entre la turbidité et les matières en suspension en réseau d'assainissement unitaire. *Techniques Sciences Méthodes*, 10, 42–50. <https://doi.org/10.1051/tsm/201110042>
- Harrelkas, F., Azizi, A., Yaacoubi, A., Benhammou, A., & Pons, M. N. (2009). Treatment of textile dye effluents using coagulation–flocculation coupled with membrane processes or adsorption on powdered activated carbon. *Desalination*, 235(1–3), 330–339. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2008.02.012>
- Hartl, A., Polleichtner, A., & Novak, J. (2024). “Purplish Blue” or “Greenish Grey”? Indigo Qualities and Extraction Yields from Six Species. *Plants*, 13(7), 918. <https://doi.org/10.3390/plants13070918>

- Harwood, J., & Harwood, R. (2012). Testing of natural textile fibres. In *Handbook of Natural Fibres* (pp. 345–390). Elsevier. <https://doi.org/10.1533/9780857095503.1.345>
- Hasanov, A. A. (2022). ADSORPTION TREATMENT OF TEXTILE WASTEWATER CONTAMINATED WITH SYNTHETIC DYES. *Azerbaijan Chemical Journal*, 0(3), 70–74. <https://doi.org/10.32737/0005-2531-2022-3-70-74>
- Hassan, M., Naidu, R., Du, J., Liu, Y., & Qi, F. (2020). Critical review of magnetic biosorbents: Their preparation, application, and regeneration for wastewater treatment. *Science of The Total Environment*, 702, 134893. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134893>
- Ho, Y. S., & McKay, G. (2004). Sorption of copper (II) from aqueous solution by peat. *Water, Air, and Soil Pollution*, 158, 77–97.
- Holkar, C. R., Jadhav, A. J., Pinjari, D. V., Mahamuni, N. M., & Pandit, A. B. (2016). A critical review on textile wastewater treatments: Possible approaches. *Journal of Environmental Management*, 182, 351–366.
- Hossain, M. T., Shahid, M. A., Limon, M. G. M., Hossain, I., & Mahmud, N. (2024). Techniques, applications, and challenges in textiles for a sustainable future. *Journal of Open Innovation: Technology, Market, and Complexity*, 10(1), 100230. <https://doi.org/10.1016/j.joitmc.2024.100230>
- Hunger, K. (2003). *Industrial dyes: Chemistry, properties, applications*. Wiley-VCH.
- Hussein, N., A. (2010). *L'intertextualité dans la poésie des antithèses (Étude appliquée sur la poésie des poètes des antithèses Jarir, Al-Farazdaq et Al-Akhtal)*.
- Hutagalung, S. S., Rafryanto, A. F., Sun, W., Juliasih, N., Aditia, S., Jiang, J., Arramel, Dipojono, H. K., Suhardi, S. H., Rochman, N. T., & Kurniadi, D. (2023). Combination of ozone-based advanced oxidation process and nanobubbles generation toward textile wastewater recovery. *Frontiers in Environmental Science*, 11, 1154739. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2023.1154739>
- Ighalo, J. O., & Adeniyi, A. G. (2020). A mini-review of the morphological properties of biosorbents derived from plant leaves. *SN Applied Sciences*, 2(3), 509. <https://doi.org/10.1007/s42452-020-2335-x>
- Industry, T. (1997). *Profile of the Textile Industry*.
- Inyinbor, A. A., Adekola, F. A., & Olatunji, G. A. (2016). Kinetics, isotherms and thermodynamic modeling of liquid phase adsorption of Rhodamine B dye onto *Raphia hookerie* fruit epicarp. *Water Resources and Industry*, 15, 14–27. <https://doi.org/10.1016/j.wri.2016.06.001>
- Isinkaralar, K. (2024). Converting lignocellulosic biomass into mesoporous carbons for the assessment of single adsorption equilibrium: The competing role of moisture and temperature on gaseous benzene adsorption. *Biomass Conversion and Biorefinery*. <https://doi.org/10.1007/s13399-024-05844-3>
- Islam, M. R., & Mostafa, M. G. (2020). Characterization of textile dyeing effluent and its treatment using polyaluminum chloride. *Applied Water Science*, 10(5), 119. <https://doi.org/10.1007/s13201-020-01204-4>
- Iwuozor, K. O., Umeh, C. T., Emmanuel, S. S., Emenike, E. C., Egbemhenghe, A. U., Ore, O. T., Micheal, T. T., Omoarukhe, F. O., Sagboye, P. A., Ojukwu, V. E., & Adeniyi, A. G. (2023). A comprehensive review on the sequestration of dyes from aqueous media using

- maize-/corn-based adsorbents. *Water Practice & Technology*, 18(12), 3065–3108. <https://doi.org/10.2166/wpt.2023.214>
- Jadhav, A. C., & Jadhav, N. C. (2021). Treatment of textile wastewater using adsorption and adsorbents. In *Sustainable Technologies for Textile Wastewater Treatments* (pp. 235–273). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-85829-8.00008-0>
- Jagaba, A. H., Birniwa, A. H., Usman, A. K., Mu'azu, N. D., Yaro, N. S. A., Soja, U. B., Abioye, K. J., Almahbashi, N. M. Y., Al-dhawi, B. N. S., Noor, A., & Lawal, I. M. (2023). Trend and current practices of coagulation-based hybrid systems for pulp and paper mill effluent treatment: Mechanisms, optimization techniques and performance evaluation. *Journal of Cleaner Production*, 429, 139543. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.139543>
- Jamal, M. A., Muneer, M., & Iqbal, M. (2015). Photo-degradation of monoazo dye blue 13 using advanced oxidation process. *Chem. Int*, 1(1), 12–16.
- Jamil, T. (2024). Modeling and optimization of engineering parameters for the treatment of textile wastewater using modified clay/TiO₂/ZnO. *Water Practice & Technology*, 19(2), 567–579. <https://doi.org/10.2166/wpt.2024.015>
- Jamil, T., Yasin, S., Ramzan, N., Aslam, H. M. Z., Ikhlaiq, A., Zafar, A. M., & Aly Hassan, A. (2023). Bentonite-Clay/CNT-Based Nano Adsorbent for Textile Wastewater Treatment: Optimization of Process Parameters. *Water*, 15(18), 3197. <https://doi.org/10.3390/w15183197>
- Jarvis, P., Jefferson, B., & Parsons, S. A. (2005). Breakage, Regrowth, and Fractal Nature of Natural Organic Matter Flocs. *Environmental Science & Technology*, 39(7), 2307–2314. <https://doi.org/10.1021/es048854x>
- Jiang, X., Li, Y., Tang, X., Jiang, J., He, Q., Xiong, Z., & Zheng, H. (2021). Biopolymer-based flocculants: A review of recent technologies. *Environmental Science and Pollution Research*, 28(34), 46934–46963. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-15299-y>
- Jin, Z., Xiao, S., Dong, H., Xiao, J., Tian, R., Chen, J., Li, Y., & Li, L. (2022). Adsorption and catalytic degradation of organic contaminants by biochar: Overlooked role of biochar's particle size. *Journal of Hazardous Materials*, 422, 126928. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126928>
- Jordeva, S., Kertakova, M., Zhezhova, S., Golomeova-Longurova, S., & Mojsov, K. (2020). Dyeing of textiles with natural dyes. *Tekstilna Industrija*, 68(4), 12–21. <https://doi.org/10.5937/tekstind2004012J>
- Jorge, N., Teixeira, A. R., Fernandes, L., Afonso, S., Oliveira, I., Gonçalves, B., Lucas, M. S., & Peres, J. A. (2023). Treatment of Winery Wastewater by Combined Almond Skin Coagulant and Sulfate Radicals: Assessment of HSO₅[−] Activators. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 20(3), 2486. <https://doi.org/10.3390/ijerph20032486>
- Judkins Jr, J. F., & Hornsby, J. S. (1978). Color removal from textile dye waste using magnesium carbonate. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 2446–2456.
- Křížová, H. (2015). *Natural dyes: Their past, present, future and sustainability*. (Vol. 12, pp. 59–71). Recent Dev. Fibrous Mater. Sci.
- Kalengyo, R. B., Ibrahim, M. G., Fujii, M., & Nasr, M. (2024). Utilizing orange peel waste biomass in textile wastewater treatment and its recyclability for dual biogas and biochar

- production: A techno-economic sustainable approach. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 14(16), 19875–19888. <https://doi.org/10.1007/s13399-023-04111-1>
- Kifuani, K. M., Kifuani Kia Mayeko, A., Noki Vesituluta, P., Ilinga Lopaka, B., Ekoko Bakambo, G., Mbala Mavinga, B., & Muswema Lunguya, J. (2018). Adsorption d'un colorant basique, Bleu de Méthylène, en solution aqueuse, sur un bioadsorbant issu de déchets agricoles de *Cucumeropsis mannii* Naudin. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 12(1), 558. <https://doi.org/10.4314/ijbcs.v12i1.43>
- Kokko, M. (2020). Editorial: Wastewater management and resource recovery. *Water Environment Research*, 92(12), 2028–2029. <https://doi.org/10.1002/wer.1462>
- Kolya, H., & Kang, C.-W. (2024). Toxicity of Metal Oxides, Dyes, and Dissolved Organic Matter in Water: Implications for the Environment and Human Health. *Toxics*, 12(2), 111. <https://doi.org/10.3390/toxics12020111>
- KOUADIO, D. L., DIARRA, M., & DJASSOU, A. C. (2022). Etude expérimentale de l'adsorption du bleu 16 et du méthyle rouge sur du charbon issu de la coque de la cabosse de cacao. *Ournal de La Société Ouest-Africaine de Chimie*, 51.
- Lee, C. S., Robinson, J., & Chong, M. F. (2014). A review on application of flocculants in wastewater treatment. *Process Safety and Environmental Protection*, 92(6), 489–508. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2014.04.010>
- Lee, C.-K., Lin, K.-S., Wu, C.-F., Lyu, M.-D., & Lo, C.-C. (2008). Effects of synthesis temperature on the microstructures and basic dyes adsorption of titanate nanotubes. *Journal of Hazardous Materials*, 150(3), 494–503. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.04.129>
- Lekhak, U. M. (2023). Ecotoxicity of synthetic dyes. In *Current Developments in Bioengineering and Biotechnology* (pp. 45–67). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-91235-8.00021-8>
- Lever, A. B. P. (1965). The Phthalocyanines. In *Advances in Inorganic Chemistry and Radiochemistry* (Vol. 7, pp. 27–114). Elsevier. [https://doi.org/10.1016/S0065-2792\(08\)60314-3](https://doi.org/10.1016/S0065-2792(08)60314-3)
- Leynaud, G. (1968). Les pollutions thermiques, influence de la température sur la vie aquatique. *BTI Ministère de l'agriculture*, 224–881.
- Li, S., Huang, J., Mao, J., Zhang, L., He, C., Chen, G., Parkin, I. P., & Lai, Y. (2019). *In vivo* and *in vitro* efficient textile wastewater remediation by *Aspergillus niger* biosorbent. *Nanoscale Advances*, 1(1), 168–176. <https://doi.org/10.1039/C8NA00132D>
- Lichtfouse, E., Morin-Crini, N., Fourmentin, M., Zemmouri, H., Do Carmo Nascimento, I. O., Queiroz, L. M., Tadza, M. Y. M., Picos-Corrales, L. A., Pei, H., Wilson, L. D., & Crini, G. (2019). Chitosan for direct bioflocculation of wastewater. *Environmental Chemistry Letters*, 17(4), 1603–1621. <https://doi.org/10.1007/s10311-019-00900-1>
- Lin, J., Ye, W., Xie, M., Seo, D. H., Luo, J., Wan, Y., & Van Der Bruggen, B. (2023). Environmental impacts and remediation of dye-containing wastewater. *Nature Reviews Earth & Environment*, 4(11), 785–803. <https://doi.org/10.1038/s43017-023-00489-8>
- Lin, Y.-T., Weng, C.-H., & Chen, F.-Y. (2008). Effective removal of AB24 dye by nano/micro-size zero-valent iron. *Separation and Purification Technology*, 64(1), 26–30.
- Lotito, A. M., Fratino, U., Bergna, G., & Di Iaconi, C. (2012). Integrated biological and ozone treatment of printing textile wastewater. *Chemical Engineering Journal*, 195, 261–269.

- Loulidi, I., Boukhelifi, F., Ouchabi, M., Amar, A., Jabri, M., Kali, A., Chraïbi, S., Hadey, C., & Aziz, F. (2020). Adsorption of Crystal Violet onto an Agricultural Waste Residue: Kinetics, Isotherm, Thermodynamics, and Mechanism of Adsorption. *The Scientific World Journal*, 2020, 1–9. <https://doi.org/10.1155/2020/5873521>
- Maaloul, N., Oulego, P., Rendueles, M., Ghorbal, A., & Díaz, M. (2021). Biopolymer composite from cellulose nanocrystals of almond (*Prunus dulcis*) shell as effective adsorbents for Cu²⁺ ions from aqueous solutions. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(2), 105139. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.105139>
- Mahadevan, H., Nimina, P. V. M., & Krishnan, K. A. (2022). An environmental green approach for the effective removal of malachite green from estuarine waters using Pistacia vera L. shell-based active carbon. *Sustainable Water Resources Management*, 8(1), 38. <https://doi.org/10.1007/s40899-022-00612-5>
- Maity, S., Singha, K., & Pandit, P. (2021). Textile wastewater management. In *Green Chemistry for Sustainable Textiles* (pp. 417–427). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-85204-3.00026-9>
- Mäkelä, M., Rissanen, M., & Sixta, H. (2021). Identification of cellulose textile fibers. *The Analyst*, 146(24), 7503–7509. <https://doi.org/10.1039/D1AN01794B>
- Makhoukh, M., Sbaa, M., Berrahou, A., & Van Clooster, M. (2011). Contribution a l'étude physico-chimique des eaux superficielles de l'Oued Moulouya (Maroc oriental). *LARHYSS Journal P-ISSN 1112-3680/E-ISSN 2521-9782*, 9.
- Makisha, N. (2021). Analysis of Membrane Methods Application for Treatment of Textile Wastewater. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 666(3), 032038. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/666/3/032038>
- Mamun, Md. A. A., Haji, A., Mahmud, Md. H., Repon, Md. R., & Islam, M. T. (2023). Bibliometric Evidence on the Trend and Future Direction of the Research on Textile Coloration with Natural Sources. *Coatings*, 13(2), 413. <https://doi.org/10.3390/coatings13020413>
- Manh, H. B. (2016). Modeling the removal of Sunfix Red S3B from aqueous solution by electrocoagulation process using artificial neural network. *Journal of the Serbian Chemical Society*, 81(8), 959–970.
- Mansour, H. B., Boughzala, O., Dridi, D., Barillier, D., Chekir-Ghedira, L., & Mosrati, R. (2011). Les colorants textiles sources de contamination de l'eau: CRIBLAGE de la toxicité et des méthodes de traitement. *Revue Des Sciences de l'eau*, 24(3), 209–238. <https://doi.org/10.7202/1006453ar>
- Maréchal, A., Aumond, M., & Ruban, G. (2001). Mise en oeuvre de la turbidimétrie pour évaluer la pollution des eaux résiduaires. *La Houille Blanche*, 5, 81–86.
- Matilainen, A., Vepsäläinen, M., & Sillanpää, M. (2010). Natural organic matter removal by coagulation during drinking water treatment: A review. *Advances in Colloid and Interface Science*, 159(2), 189–197. <https://doi.org/10.1016/j.cis.2010.06.007>
- Mattioli, D., DE, F. L., Giordano, A., Tarantini, M., Scalbi, S., AGUADO, M. M., BIANCHI, R., BERGNA, G., WITTERS, H., & GENNE, I. (2005). *Efficient use of water in the textile finishing industry*.
- Maulik, S. R., Chakraborty, D., Mohanty, M., & Debnath, C. (2022). Vat Dye and Its Evolution in Dyeing. In P. Pandit, K. Singha, S. Maity, & S. Ahmed (Eds.), *Textile Dyes and Pigments* (1st ed., pp. 87–105). Wiley. <https://doi.org/10.1002/9781119905332.ch5>

- Medhat, A., El-Maghrabi, H. H., Abdelghany, A., Abdel Menem, N. M., Raynaud, P., Moustafa, Y. M., Elsayed, M. A., & Nada, A. A. (2021). Efficiently activated carbons from corn cob for methylene blue adsorption. *Applied Surface Science Advances*, 3, 100037. <https://doi.org/10.1016/j.apsadv.2020.100037>
- Meenakshi, T. (2024). Textile Fibers: Production, Classification, Properties, Morphology and Care. In *Basics of Community Science*. Elite Publishing House.
- Mehra, S., Singh, M., & Chadha, P. (2021). Adverse impact of textile dyes on the aquatic environment as well as on human beings. *Toxicol. Int*, 28(2), 165.
- Melhaoui, R., Miyah, Y., Kodad, S., Houmy, N., Addi, M., Abid, M., Mihamou, A., Serghini-Caid, H., Lairini, S., Tijani, N., Hano, C., & Elamrani, A. (2021). On the Suitability of Almond Shells for the Manufacture of a Natural Low-Cost Bioadsorbent to Remove Brilliant Green: Kinetics and Equilibrium Isotherms Study. *The Scientific World Journal*, 2021, 1–13. <https://doi.org/10.1155/2021/6659902>
- Mochane, M. J., Mokhena, T. C., Mokhothu, T. H., Mtibe, A., Sadiku, E. R., Ray, S. S., Ibrahim, I. D., & Daramola, O. O. (2019). Recent progress on natural fiber hybrid composites for advanced applications: A review. *Express Polymer Letters*, 13(2), 159–198. <https://doi.org/10.3144/expresspolymlett.2019.15>
- Moghadam, F., & Nori Kohbanan, N. (2018). Removal of Reactive Blue 19 Dye Using Fenton From Aqueous Solution. *Avicenna Journal of Environmental Health Engineering*, 5(1), 50–55. <https://doi.org/10.15171/ajehe.2018.07>
- Moghazy, R. M., Labena, A., Husien, Sh., Mansor, E. S., & Abdelhamid, A. E. (2020). Neoteric approach for efficient eco-friendly dye removal and recovery using algal-polymer biosorbent sheets: Characterization, factorial design, equilibrium and kinetics. *International Journal of Biological Macromolecules*, 157, 494–509. <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2020.04.165>
- Mokhtar, N., Aziz, F. A., Aziz, E. A., Halim, H. A., & Aris, A. (2020). The feasibility of macro alga *E. spinosum* for colour removal from real textile wastewater. *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*, 991(1), 012098. <https://doi.org/10.1088/1757-899X/991/1/012098>
- Moussa, D. T., El-Naas, M. H., Nasser, M., & Al-Marri, M. J. (2017). A comprehensive review of electrocoagulation for water treatment: Potentials and challenges. *Journal of Environmental Management*, 186, 24–41. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.10.032>
- Moussaoui, T., Derdour, A., Hosni, A., Ballesta-de Los Santos, M., Legua, P., & Pardo-Picazo, M. Á. (2023). Assessing the Quality of Treated Wastewater for Irrigation: A Case Study of Ain Sefra Wastewater Treatment Plant. *Sustainability*, 15(14), 11133. <https://doi.org/10.3390/su151411133>
- Munagapati, V. S., Wen, H.-Y., Wen, J.-C., Gutha, Y., Tian, Z., Reddy, G. M., & Garcia, J. R. (2021). Anionic congo red dye removal from aqueous medium using Turkey tail (*Trametes versicolor*) fungal biomass: Adsorption kinetics, isotherms, thermodynamics, reusability, and characterization. *Journal of Dispersion Science and Technology*, 42(12), 1785–1798.
- Musah, M., Azeh, Y., Mathew, J., Umar, M., Abdulhamid, Z., & Muhammad, A. (2022). Adsorption Kinetics and Isotherm Models: A Review. *Caliphate Journal of Science and Technology*, 4(1), 20–26. <https://doi.org/10.4314/cajost.v4i1.3>

- Muzakir, M. M., & Joshua, J. (2023). Kinetics and Thermodynamics of Sorption of Methylene Blue Dye Onto Raw Groundnut Shell Biosorbent. *Journal of Environmental Bioremediation and Toxicology*, 6(1), 1–7. <https://doi.org/10.54987/jebat.v6i1.796>
- N'diaye, A. D., Ould Sid, M., Ould Kankou, A., & IBNO NAMR, K. (2012). *Survey of physical-chemical and microbiological quality of wastewater of the WWTP effluent in Sebkhia (Nouakchott, Mauritania)*. 080–086.
- Nguyen, K. M. V., Phan, A. V. N., Dang, N. T., Tran, T. Q., Duong, H. K., Nguyen, H. N., & Nguyen, M. V. (2023). Efficiently improving the adsorption capacity of the Rhodamine B dye in a SO₃ H-functionalized chromium-based metal–organic framework. *Materials Advances*, 4(12), 2636–2647. <https://doi.org/10.1039/D3MA00123G>
- Nharingo, T., & Moyo, M. (2016). Application of Opuntia ficus-indica in bioremediation of wastewaters. A critical review. *Journal of Environmental Management*, 166, 55–72. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.10.005>
- Nourmoradi, H., Zabihollahi, S., & Pourzamani, H. R. (2016). Removal of a common textile dye, navy blue (NB), from aqueous solutions by combined process of coagulation–flocculation followed by adsorption. *Desalination and Water Treatment*, 57(11), 5200–5211. <https://doi.org/10.1080/19443994.2014.1003102>
- Ollo, K., Urbain, K. Y., Amadou, K., Placide, S. S., Etienne, K. K., Jocelin, K. K., & Souleymane, K. (2021). Removal of rhodamine B from aqueous solution by adsorption on corn cobs activated carbon. *Mediterranean Journal of Chemistry*, 11(3), 271. <https://doi.org/10.13171/mjc02112131596ollo>
- Othmani, B., Gamelas, J. A. F., Rasteiro, M. G., & Khadhraoui, M. (2020). Characterization of Two Cactus Formulation-Based Flocculants and Investigation on Their Flocculating Ability for Cationic and Anionic Dyes Removal. *Polymers*, 12(9), 1964. <https://doi.org/10.3390/polym12091964>
- Pacha-Herrera, D., Nagy, P. T., & Magyar, T. (2021). Microalgae cultivation integrated into agro-industrial wastewater treatment. *Ecocycles*, 7(2), 35–45. <https://doi.org/10.19040/ecocycles.v7i2.210>
- Padhiyar, H., Thanki, A., Kumar Singh, N., Pandey, S., Yadav, M., & Chand Yadav, T. (2020). Parametric and kinetic investigations on segregated and mixed textile effluent streams using Moringa oleifera seed powders of different sizes. *Journal of Water Process Engineering*, 34, 101159. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101159>
- Patel, M. J., & Tandel, R. C. (2022). Dyeing and printing study of synthesized reactive dyes using phenyl urea bifunctional reactive dyes on cotton fabric. *Materials Today: Proceedings*, 51, 770–778. <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2021.06.231>
- Perng, Y.-S., & Bui, H. M. (2014). Decolorization of Reactive Red 195 solution by electrocoagulation process. *Journal of Vietnamese Environment*, 5(1), 22–26.
- Perveen, S., Nadeem, R., Nosheen, F., Asjad, M. I., Awrejcewicz, J., & Anwar, T. (2022). Biochar-Mediated Zirconium Ferrite Nanocomposites for Tartrazine Dye Removal from Textile Wastewater. *Nanomaterials*, 12(16), 2828. <https://doi.org/10.3390/nano12162828>
- Petrinić, I., Andersen, N. P. R., Šostar-Turk, S., & Le Marechal, A. M. (2007). The removal of reactive dye printing compounds using nanofiltration. *Dyes and Pigments*, 74(3), 512–518.

- Poornachandhra, C., Jayabalakrishnan, R. M., Prasanthrajan, M., Balasubramanian, G., Lakshmanan, A., Selvakumar, S., & John, J. E. (2023). Cellulose-based hydrogel for adsorptive removal of cationic dyes from aqueous solution: Isotherms and kinetics. *RSC Advances*, 13(7), 4757–4774. <https://doi.org/10.1039/D2RA08283G>
- Puchana-Rosero, M. J., Lima, E. C., Mella, B., Costa, D. da, Poll, E., & Gutterres, M. (2018). A coagulation-flocculation process combined with adsorption using activated carbon obtained from sludge for dye removal from tannery wastewater. *Journal of the Chilean Chemical Society*, 63(1), 3867–3874.
- Puja, D. K., Nasra, E., Bahrizal, U. K. N., & Dewata, I. (2019). *Effect of Biosorbent Particle Size on Biosorption of Lead (II) from Lengken Seeds and Shell (Euphoria logan Lour)*.
- Punzi, M. (2015). *Treatment of Textile Wastewater by Combining Biological Processes and Advanced Oxidation*.
- Rahman, D. A., Syafila, M., & Helmy, Q. (2024). Adsorption of Crystal Violet with Magnetic Graphene Oxide Nano Adsorbent Synthesized from *Schima wallichii* Wood. *Indonesian Journal of Chemistry*, 24(1), 13. <https://doi.org/10.22146/ijc.80894>
- Rahmoun, H. B., Boumediene, M., Ghenim, A. N., Da Silva, E. F., & Labrincha, J. (2025). Coupling Coagulation–Flocculation–Sedimentation with Adsorption on Biosorbent (Corncob) for the Removal of Textile Dyes from Aqueous Solutions. *Environments*, 12(6). <https://doi.org/10.3390/environments12060201>
- Ramesh, A., Lee, D. J., & Wong, J. W. C. (2005). Thermodynamic parameters for adsorption equilibrium of heavy metals and dyes from wastewater with low-cost adsorbents. *Journal of Colloid and Interface Science*, 291(2), 588–592. <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2005.04.084>
- Ratna, & Padhi, B. S. (2012). Pollution due to synthetic dyes toxicity & carcinogenicity studies and remediation. *International Journal of Environmental Sciences*, 3, 940–955.
- Rial, A., Pimentel, C. H., Gómez-Díaz, D., Freire, M. S., & González-Álvarez, J. (2024). Evaluation of Almond Shell Activated Carbon for Dye (Methylene Blue and Malachite Green) Removal by Experimental and Simulation Studies. *Materials*, 17(24), 6077.
- Riera-Torres, M., Gutiérrez-Bouzán, C., & Crespi, M. (2010). Combination of coagulation–flocculation and nanofiltration techniques for dye removal and water reuse in textile effluents. *Desalination*, 252(1–3), 53–59.
- Rigueto, C. V. T., Piccin, J. S., Dettmer, A., Rosseto, M., Dotto, G. L., De Oliveira Schmitz, A. P., Perondi, D., De Freitas, T. S. M., Loss, R. A., & Geraldi, C. A. Q. (2020). Water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) roots, an amazon natural waste, as an alternative biosorbent to uptake a reactive textile dye from aqueous solutions. *Ecological Engineering*, 150, 105817. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.105817>
- Rodier, J. (1996). L’analyse de l’eau naturelle, eaux résiduaires, eau de mer. *Denod, Paris*, 1(1383), 2.
- Rosal, R., Rodríguez, A., Perdígón-Melón, J. A., Petre, A., García-Calvo, E., Gómez, M. J., Agüera, A., & Fernández-Alba, A. R. (2010). Occurrence of emerging pollutants in urban wastewater and their removal through biological treatment followed by ozonation. *Water Research*, 44(2), 578–588. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.07.004>
- Russell, D. (2019). *Practical Waste water Treatment* (1st ed.). Wiley. <https://doi.org/10.1002/9781119527114>

- Sadri Moghaddam, S., Alavi Moghaddam, M. R., & Arami, M. (2010). Coagulation/flocculation process for dye removal using sludge from water treatment plant: Optimization through response surface methodology. *Journal of Hazardous Materials*, 175(1–3), 651–657. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.10.058>
- Sahu, O., & Singh, N. (2019). Significance of bioadsorption process on textile industry wastewater. In *The Impact and Prospects of Green Chemistry for Textile Technology* (pp. 367–416). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-102491-1.00013-7>
- Sakhi, D., Elmchaouri, A., Rakhila, Y., Abouri, M., Souabi, S., Hamdani, M., & Jada, A. (2020). Optimization of the treatment of a real textile wastewater by coagulation–flocculation processes using central composite design. *Desalination and Water Treatment*, 196, 33–40. <https://doi.org/10.5004/dwt.2020.25929>
- Saleh, B. A., & Kayi, H. (2021). Prediction of Chemical Oxygen Demand from The Chemical Composition of Wastewater by Artificial Neural Networks. *Journal of Physics: Conference Series*, 1818(1), 012035. <https://doi.org/10.1088/1742-6596/1818/1/012035>
- Salgado-Ramos, M., Martí-Quijal, F. J., Huertas-Alonso, A. J., Sánchez-Verdú, M. P., Barba, F. J., & Moreno, A. (2022). Almond hull biomass: Preliminary characterization and development of two alternative valorization routes by applying innovative and sustainable technologies. *Industrial Crops and Products*, 179, 114697. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2022.114697>
- Salih, S. J., Kareem, A. S. A., & Anwer, S. S. (2022). Adsorption of anionic dyes from textile wastewater utilizing raw corncob. *Heliyon*, 8(8).
- SANTE CANADA. (2003). Recommandations pour la qualité de l’eau potable au Canada: La turbidité. *Documentation à l’appui. Préparé Par Le Comité Fédéral Provincial Territorial Sur l’eau Potable*, 36.
- Saravanan, A., Deivayanai, V. C., Kumar, P. S., Rangasamy, G., Hemavathy, R. V., Harshana, T., Gayathri, N., & Alagumalai, K. (2022). A detailed review on advanced oxidation process in treatment of wastewater: Mechanism, challenges and future outlook. *Chemosphere*, 308, 136524. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.136524>
- Sathishkumar, K., AlSalhi, M. S., Sanganyado, E., Devanesan, S., Arulprakash, A., & Rajasekar, A. (2019). Sequential electrochemical oxidation and bio-treatment of the azo dye congo red and textile effluent. *Journal of Photochemistry and Photobiology B: Biology*, 200, 111655.
- Senthil Kumar, P., Abhinaya, R. V., Gayathri Lashmi, K., Arthi, V., Pavithra, R., Sathyaselvabala, V., Dinesh Kirupha, S., & Sivanesan, S. (2011). Adsorption of methylene blue dye from aqueous solution by agricultural waste: Equilibrium, thermodynamics, kinetics, mechanism and process design. *Colloid Journal*, 73(5), 651–661. <https://doi.org/10.1134/S1061933X11050061>
- Senturk, H. B., Ozdes, D., & Duran, C. (2010). Biosorption of Rhodamine 6G from aqueous solutions onto almond shell (*Prunus dulcis*) as a low cost biosorbent. *Desalination*, 252(1–3), 81–87. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2009.10.021>
- Shahedi, A., Darban, A. K., Taghipour, F., & Jamshidi-Zanjani, A. (2020). A review on industrial wastewater treatment via electrocoagulation processes. *Current Opinion in Electrochemistry*, 22, 154–169. <https://doi.org/10.1016/j.coelec.2020.05.009>

- Shende, A., & Chidambaram, R. (2024). Microwave-assisted synthesis, characterization, and application of tragacanth gum grafted copolymer as bioflocculant for the treatment of textile wastewater using coagulation-flocculation technique: Swelling behavior and biodegradation studies. *Journal of Applied Polymer Science*, 141(15), e55247. <https://doi.org/10.1002/app.55247>
- Sher, F., Malik, A., & Liu, H. (2013). Industrial polymer effluent treatment by chemical coagulation and flocculation. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 1(4), 684–689. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2013.07.003>
- Shetty, B., Yashodha, S. R., & Johns, J. (2023). A Green Approach to the Removal of Malachite Green Dye from Aqueous Medium Using Chitosan/Cellulose Blend. *Fibers and Polymers*, 24(4), 1297–1307. <https://doi.org/10.1007/s12221-023-00134-7>
- Shore, J. (1990). Colorant and auxiliaries organic chemistry and application properties volume 1 colorant BTTG-shirley, society of dyers and colourists. *Manchester, Angleterre*.
- Siddiqui, S. I., Allehyani, E. S., Al-Harbi, S. A., Hasan, Z., Abomuti, M. A., Rajor, H. K., & Oh, S. (2023). Investigation of Congo Red Toxicity towards Different Living Organisms: A Review. *Processes*, 11(3), 807. <https://doi.org/10.3390/pr11030807>
- Silva, J. A. (2023). Wastewater Treatment and Reuse for Sustainable Water Resources Management: A Systematic Literature Review. *Sustainability*, 15(14), 10940. <https://doi.org/10.3390/su151410940>
- Singh, A., Mittal, A., & Jangid, N. K. (2020). Toxicology of Dyes: In K. A. Wani, N. K. Jangid, & A. R. Bhat (Eds.), *Advances in Human Services and Public Health* (pp. 50–69). IGI Global. <https://doi.org/10.4018/978-1-7998-0311-9.ch003>
- Singh Dhaliwal, J. (2020). Natural Fibers: Applications. In M. Abbas & H.-Y. Jeon (Eds.), *Generation, Development and Modifications of Natural Fibers*. IntechOpen. <https://doi.org/10.5772/intechopen.86884>
- Singh, S., Parveen, N., & Gupta, H. (2018). Adsorptive decontamination of rhodamine-B from water using banana peel powder: A biosorbent. *Environmental Technology & Innovation*, 12, 189–195. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2018.09.001>
- Slama, H. B., Chenari Bouket, A., Pourhassan, Z., Alenezi, F. N., Silini, A., Cherif-Silini, H., Oszako, T., Luptakova, L., Golińska, P., & Belbahri, L. (2021). Diversity of Synthetic Dyes from Textile Industries, Discharge Impacts and Treatment Methods. *Applied Sciences*, 11(14), 6255. <https://doi.org/10.3390/app11146255>
- Smarzewska, S., & Morawska, K. (2021). Wastewater treatment technologies. In *Handbook of Advanced Approaches Towards Pollution Prevention and Control* (pp. 3–32). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-822121-1.00001-1>
- Sonwane, C. G., & Bhatia, S. K. (2000). Characterization of Pore Size Distributions of Mesoporous Materials from Adsorption Isotherms. *The Journal of Physical Chemistry B*, 104(39), 9099–9110. <https://doi.org/10.1021/jp000907j>
- Sparks, D. L. (2003). *Environmental soil chemistry* (2nd ed). Academic Press.
- Sponza, D. T., & Işık, M. (2002). Decolorization and azo dye degradation by anaerobic/aerobic sequential process. *Enzyme and Microbial Technology*, 31(1–2), 102–110. [https://doi.org/10.1016/S0141-0229\(02\)00081-9](https://doi.org/10.1016/S0141-0229(02)00081-9)
- Stanton, T., James, A., Prendergast-Miller, M. T., Peirson-Smith, A., KeChi-Okafor, C., Gallidabino, M. D., Namdeo, A., & Sheridan, K. J. (2024). Natural Fibers: Why Are

- They Still the Missing Thread in the Textile Fiber Pollution Story? *Environmental Science & Technology*, 58(29), 12763–12766. <https://doi.org/10.1021/acs.est.4c05126>
- Stumm, W., & Morgan, J. J. (1996). *Aquatic Chemistry—chemical equilibria and rates in natural waters 3rd edition*. Wiley-Interscience, New York.
- Suteu, D., Malutan, T., & Bilba, D. (2011). Agricultural waste corn cob as a sorbent for removing reactive dye orange 16: Equilibrium and kinetic study. *Cellulose Chemistry and Technology*, 45(5), 413.
- Süzen, Y., & Ozmetin, C. (2019). Removal of Reactive Black 5 dye using Fenton oxidation from aqueous solutions and optimization of response surface methodology. *Desalination and Water Treatment*, 172, 106–114. <https://doi.org/10.5004/dwt.2019.24943>
- Taifi, A., Alkadir, O. K. A., Oda, A. A., Aljeboree, A. M., Al Bayaa, A. L., Alkaim, A. F., & Abed, S. A. (2022). Biosorption by Environmental, Natural and Acid-Activated Orange Peels as Low-Cost Adsorbent: Optimization of Disperse Blue 183 as a Model. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 1029(1), 012009. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/1029/1/012009>
- Tamburini, D., Sabatini, F., Berbers, S., Van Bommel, M. R., & Degano, I. (2024). An Introduction and Recent Advances in the Analytical Study of Early Synthetic Dyes and Organic Pigments in Cultural Heritage. *Heritage*, 7(4), 1969–2010. <https://doi.org/10.3390/heritage7040094>
- Tanzifi, M., Tavakkoli Yarak, M., Beiramzadeh, Z., Heidarpour Saremi, L., Najafifard, M., Moradi, H., Mansouri, M., Karami, M., & Bazgir, H. (2020). Carboxymethyl cellulose improved adsorption capacity of polypyrrole/CMC composite nanoparticles for removal of reactive dyes: Experimental optimization and DFT calculation. *Chemosphere*, 255, 127052. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127052>
- Taylor, G. W. (1986). Natural Dyes in Textile Applications. *Review of Progress in Coloration and Related Topics*, 16(1), 53–61. <https://doi.org/10.1111/j.1478-4408.1986.tb03744.x>
- Tebbutt, T. H. Y. (1997). *Principles of water quality control*. Elsevier.
- Teh, C. Y., Wu, T. Y., & Juan, J. C. (2014). Potential use of rice starch in coagulation–flocculation process of agro-industrial wastewater: Treatment performance and flocs characterization. *Ecological Engineering*, 71, 509–519. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.07.005>
- Tejada-Tovar, C., Bonilla-Mancilla, H., del-Pino-Moreyra, J., Villabona-Ortiz, A., Ortega-Toro, R., & Universidad de Cartagena. (2020). Effect of the adsorbent dose in Pb(II) removal by using sugar cane bagasse: Kinetics and isotherms. *Revista Mexicana de Ingeniería Química*, 19(3), 1413–1423. <https://doi.org/10.24275/rmiq/IA1101>
- Tharaneedhar, V., Senthil Kumar, P., Saravanan, A., Ravikumar, C., & Jaikumar, V. (2017). Prediction and interpretation of adsorption parameters for the sequestration of methylene blue dye from aqueous solution using microwave assisted corncob activated carbon. *Sustainable Materials and Technologies*, 11, 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.susmat.2016.11.001>
- Theng, B. K. G. (1982). Clay-Polymer Interactions: Summary and Perspectives. *Clays and Clay Minerals*, 30(1), 1–10. <https://doi.org/10.1346/CCMN.1982.0300101>

- Tian, W., Huang, K., Zhu, C., Sun, Z., Shao, L., Hu, M., & Feng, X. (2022). Recent progress in biobased synthetic textile fibers. *Frontiers in Materials*, 9, 1098590. <https://doi.org/10.3389/fmats.2022.1098590>
- Titchou, F. E., Akbour, R. A., Assabbane, A., & Hamdani, M. (2020). Removal of cationic dye from aqueous solution using Moroccan pozzolana as adsorbent: Isotherms, kinetic studies, and application on real textile wastewater treatment. *Groundwater for Sustainable Development*, 11, 100405. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2020.100405>
- Tripathi, M., Singh, P., Singh, R., Bala, S., Pathak, N., Singh, S., Chauhan, R. S., & Singh, P. K. (2023). Microbial biosorbent for remediation of dyes and heavy metals pollution: A green strategy for sustainable environment. *Frontiers in Microbiology*, 14, 1168954. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2023.1168954>
- Valdés, A., Beltrán, A., Karabagias, I., Badeka, A., Kontominas, M. G., & Garrigós, M. C. (2015). Monitoring the oxidative stability and volatiles in blanched, roasted and fried almonds under normal and accelerated storage conditions by DSC, thermogravimetric analysis and ATR-FTIR. *European Journal of Lipid Science and Technology*, 117(8), 1199–1213. <https://doi.org/10.1002/ejlt.201400384>
- Vamvuka, D., Loupasis, E., Chamilaki, E., & Sdoukou, E. (2024). Adsorption of ammonium from wastewaters by an almond kernel derived biochar modified by potassium hydroxide or dolomite and activated by steam. *Environmental Advances*, 15, 100465. <https://doi.org/10.1016/j.envadv.2023.100465>
- Varela, C. F., Saavedra Gaona, I. M., Barrera Angarita, A. C., Morales Rivera, A. M., & Parra Vargas, C. A. (2024). Ultra-fast and highly-reversible dyes adsorption using a prepared in-situ Fe(PO₃)₂/biochar composite from corn cob. *Industrial Crops and Products*, 218, 118966. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2024.118966>
- Vasiljević, S., Vujić, M., Agbaba, J., Federici, S., Ducoli, S., Tomić, R., & Tubić, A. (2023). Efficiency of Coagulation/Flocculation for the Removal of Complex Mixture of Textile Fibers from Water. *Processes*, 11(3), 820. <https://doi.org/10.3390/pr11030820>
- Venkatesha, T. G., Viswanatha, R., Arthoba Nayaka, Y., & Chethana, B. K. (2012). Kinetics and thermodynamics of reactive and vat dyes adsorption on MgO nanoparticles. *Chemical Engineering Journal*, 198–199, 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2012.05.071>
- Verma, A. K., Dash, R. R., & Bhunia, P. (2012). A review on chemical coagulation/flocculation technologies for removal of colour from textile wastewaters. *Journal of Environmental Management*, 93(1), 154–168. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.09.012>
- Verma, Y. (2008). Acute toxicity assessment of textile dyes and textile and dye industrial effluents using *Daphnia magna* bioassay. *Toxicology and Industrial Health*, 24(7), 491–500.
- Vijaraghavan, N. S. (1999). Environmental unit in textile industry. *Director BIS, Bhopal Science Tech. Entrepreneur*, 7, 3–9.
- Vukčević, M. M., Maletić, M. M., Pejić, B. M., Karić, N. V., Trivunac, K. V., & Perić-Grujić, A. A. (2023). Waste hemp and flax fibers and cotton and cotton/polyester yarns for removal of methylene blue from wastewater: Comparative study of adsorption properties. *Journal of the Serbian Chemical Society*, 88(6), 669–683.
- Wakkal, M., Khiari, B., & Zagrouba, F. (2019). Textile wastewater treatment by agro-industrial waste: Equilibrium modelling, thermodynamics and mass transfer mechanisms of

- cationic dyes adsorption onto low-cost lignocellulosic adsorbent. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 96, 439–452. <https://doi.org/10.1016/j.jtice.2018.12.014>
- Wang, K., Wei, T., Li, Y., He, L., Lv, Y., Chen, L., Ahmad, A., Xu, Y., & Shi, Y. (2021). Flocculation-to-adsorption transition of novel salt-responsive polyelectrolyte for recycling of highly polluted saline textile effluents. *Chemical Engineering Journal*, 413, 127410. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.127410>
- Wang, Y.-Q., Zhang, H.-M., & Tang, B.-P. (2010). The interaction of C.I. acid red 27 with human hemoglobin in solution. *Journal of Photochemistry and Photobiology B: Biology*, 100(2), 76–83. <https://doi.org/10.1016/j.jphotobiol.2010.05.004>
- Wathukarage, A., Herath, I., Iqbal, M. C. M., & Vithanage, M. (2019). Mechanistic understanding of crystal violet dye sorption by woody biochar: Implications for wastewater treatment. *Environmental Geochemistry and Health*, 41(4), 1647–1661. <https://doi.org/10.1007/s10653-017-0013-8>
- Wawrzekiewicz, M., Bartczak, P., & Jesionowski, T. (2017). Enhanced removal of hazardous dye from aqueous solutions and real textile wastewater using bifunctional chitin/lignin biosorbent. *International Journal of Biological Macromolecules*, 99, 754–764. <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2017.03.023>
- Weng, C., Lin, Y., Chen, Y., & Sharma, Y. C. (2013). Spent green tea leaves for decolourisation of raw textile industry wastewater. *Coloration Technology*, 129(4), 298–304. <https://doi.org/10.1111/cote.12029>
- W.H.O. (1987). Global pollution and health results of related environmental monitoring. *Global Environment Monitoring System, WHO, UNEP*.
- Wu, H., Liu, Z., Li, A., & Yang, H. (2017). Evaluation of starch-based flocculants for the flocculation of dissolved organic matter from textile dyeing secondary wastewater. *Chemosphere*, 174, 200–207. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.01.120>
- Xia, L., Zhou, S., Zhang, C., Fu, Z., Wang, A., Zhang, Q., Wang, Y., Liu, X., Wang, X., & Xu, W. (2020). Environment-friendly *Juncus effusus*-based adsorbent with a three-dimensional network structure for highly efficient removal of dyes from wastewater. *Journal of Cleaner Production*, 259, 120812. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120812>
- Xiang, V. M., & Ghazi, R. M. (2019). Adsorption of methylene blue from aqueous solution using palm kernel shell activated carbon. 020038. <https://doi.org/10.1063/1.5089337>
- Xiao, Z., Yuan, M., Yang, B., Liu, Z., Huang, J., & Sun, D. (2016). Plant-mediated synthesis of highly active iron nanoparticles for Cr (VI) removal: Investigation of the leading biomolecules. *Chemosphere*, 150, 357–364.
- Xu, B., Feng, J., Gao, Y., & Li, M. (2019). *Advanced Textile Fibers and Yarns*. <https://consensus.app/papers/advanced-textile-fibers-and-yarns-xu-feng/9ca3fc741ea85579bdddafb13da5b2d5/>
- Xu, W., Liu, B., Wang, Y., Xiao, G., Chen, X., Xu, W., & Lu, Y. (2022). A facile strategy for one-step hydrothermal preparation of porous hydroxyapatite microspheres with core–shell structure. *Journal of Materials Research and Technology*, 17, 320–328. <https://doi.org/10.1016/j.jmrt.2022.01.001>
- Yadav, C. K., & Basnet, N. (2023). Dyes and their Importance: A Review. *Damak Campus Journal*, 11(1), 102–110. <https://doi.org/10.3126/dcj.v11i1.63487>

- Yadav, M., Singh, N., Annu, Khan, S. A., Raorane, C. J., & Shin, D. K. (2024). Recent Advances in Utilizing Lignocellulosic Biomass Materials as Adsorbents for Textile Dye Removal: A Comprehensive Review. *Polymers*, 16(17), 2417. <https://doi.org/10.3390/polym16172417>
- Yadav, S., Asthana, A., Chakraborty, R., Jain, B., Singh, A. K., Carabineiro, S. A. C., & Susan, Md. A. B. H. (2020). Cationic Dye Removal Using Novel Magnetic/Activated Charcoal/ β -Cyclodextrin/Alginate Polymer Nanocomposite. *Nanomaterials*, 10(1), 170. <https://doi.org/10.3390/nano10010170>
- Yadav, S., Tiwari, K. S., Gupta, C., Tiwari, M. K., Khan, A., & Sonkar, S. P. (2023). A brief review on natural dyes, pigments: Recent advances and future perspectives. *Results in Chemistry*, 5, 100733. <https://doi.org/10.1016/j.rechem.2022.100733>
- Yahya, M. D., Abubakar, H., Obayomi, K. S., Iyaka, Y. A., & Suleiman, B. (2020). Simultaneous and continuous biosorption of Cr and Cu (II) ions from industrial tannery effluent using almond shell in a fixed bed column. *Results in Engineering*, 6, 100113. <https://doi.org/10.1016/j.rineng.2020.100113>
- Yan, J., & Li, K. (2021). A magnetically recyclable polyampholyte hydrogel adsorbent functionalized with β -cyclodextrin and graphene oxide for cationic/anionic dyes and heavy metal ion wastewater remediation. *Separation and Purification Technology*, 277, 119469. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2021.119469>
- Yu, L., & Luo, Y.-M. (2014). The adsorption mechanism of anionic and cationic dyes by Jerusalem artichoke stalk-based mesoporous activated carbon. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2(1), 220–229.
- Zaharia, C., Musteret, C.-P., & Afrasinei, M.-A. (2024). The Use of Coagulation–Flocculation for Industrial Colored Wastewater Treatment—(I) The Application of Hybrid Materials. *Applied Sciences*, 14(5), 2184. <https://doi.org/10.3390/app14052184>
- Zee, Fp. (2002). Anaerobic azo dye reduction. *Netherlands: Wageningen University*.
- Zhang, Y., Shaad, K., Vollmer, D., & Ma, C. (2021). Treatment of Textile Wastewater Using Advanced Oxidation Processes—A Critical Review. *Water*, 13(24), 3515. <https://doi.org/10.3390/w13243515>
- Zhu, M., Kikutani, T., Liu, T., Ramakrishna, S., & Tao, G. (2019). Fiber Changes Our Life. *Advanced Fiber Materials*, 1(1), 1–2. <https://doi.org/10.1007/s42765-019-0004-x>
- Zidane, F., Rhazzar, A., Blais, J., Ayoubi, K., Bensaid, J., El Basri, S., Kaba, N., Fakhreddine, Q., & Lekhlif, B. (2012). Contribution à la dépollution des eaux usées de textile par électrocoagulation et par adsorption sur des composés à base de fer et d'aluminium. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 5(4), 1727–1745. <https://doi.org/10.4314/ijbcs.v5i4.35>
- Zollinger, H. (2003). *Color chemistry: Syntheses, properties, and applications of organic dyes and pigments*. John Wiley & Sons.
- Zonoozi, M. H., Moghaddam, M. R. A., & Arami, M. (2008). Removal of acid red 398 dye from aqueous solutions by coagulation/flocculation process. *Environmental Engineering and Management Journal*, 7(6), 695–699.

Annexe 1

Extrait du Décret exécutif n°93-160 du 10 juillet 1993 réglementant les rejets d'effluents liquides industriels

VALEURS LIMITES MAXIMALES DES PARAMETRES DE REJET DES INSTALLATIONS DE DEVERSEMENT INDUSTRIELLES

PARAMETRES	UNITES	VALEURS MAXIMALES
Température	C°	30
PH	"	5,5 à 8,5
MES	mg/l	30
DBO5	mg/l	40
DCO	mg/l	120
Azote Kjeldahl	mg/l	40
Phosphates	mg/l	02
Cyanures	mg/l	0,1
Aluminium	mg/l	5
Cadmium	mg/l	0,2
Chrome3+	mg/l	3,0
Chrome6+	mg/l	0,1
Fer	mg/l	5
Manganèse	mg/l	1
Mercure	mg/l	0,01
Nickel	mg/l	5
Plomb	mg/l	1
Cuivre	mg/l	3
Zinc	mg/l	5
Huiles et Graisses	mg/l	20
Hydrocarbures	mg/l	20
Phénols	mg/l	0,5
Solvants organiques	mg/l	20
Chlore actif	mg/l	1,0
Détergents	mg/l	2
Tensio-actifs anioniques	mg/l	10

Annexe 2

Extrait du Décret exécutif n° 06-141 du 19 avril 2006 définissant les Normes et les valeurs limites des rejets d'effluents liquides industriels

VALEURS LIMITES DES PARAMETRES DE REJETS D'EFFLUENTS LIQUIDES INDUSTRIELS

N°	PARAMETRES	UNITE	VALEURS LIMITES	TOLERANCES AUX VALEURS LIMITES ANCIENNES INSTALLATIONS
1	Température	°C	30	30
2	PH	-	6,5 - 8,5	6,5 - 8,5
3	MES	mg/l	35	40
4	Azote Kjeldahl	"	30	40
5	Phosphore total	"	10	15
6	DCO	"	120	130
7	DBO5	"	35	40
8	Aluminium	"	3	5
9	Substances toxiques bioaccumulables	"	0,005	0,01
10	Cyanures	"	0,1	0,15
11	Fluor et composés	"	15	20
12	Indice de phénols	"	0,3	0,5
13	Hydrocarbures totaux	"	10	15
14	Huiles et graisses	"	20	30
15	Cadmium	"	0,2	0,25
16	Cuivre total	"	0,5	1
17	Mercure total	"	0,01	0,05
18	Plomb total	"	0,5	0,75
19	Chrome Total	"	0,5	0,75
20	Etain total	"	2	2,5
21	Manganèse	"	1	1,5
22	Nickel total	"	0,5	0,75
23	Zinc total	"	3	5
24	Fer	"	3	5
25	Composés organiques chlorés	"	5	7

PH : Potentiel d'hydrogène

DBO₅ : Demande biologique en oxygène pour une période de cinq (5) jours

DCO : Demande chimique en oxygène

MES : Matière en suspension