

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية

République Algérienne Démocratique et Populaire

وزارة التعليم العالي والبحث العلمي

Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

Université MUSTAPHA STAMBOULI

Mascara



جامعة مصطفى استمبولي

معسكر

Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie

Département des sciences de la terre et de l'univers

THESE DE DOCTORAT EN SCIENCES

Spécialité : Sciences de la terre et de l'univers

Intitulée :

**Traitement des eaux par des matériaux
naturels et synthétiques**

Présentée par : KIES Souad

Le à la bibliothèque centrale de la faculté SNV

Devant le jury :

Président	Mr BOUHADDA Youcef	Pr.	Université de Mascara
Examineur	Mr BENSLIMANE Mohamed	Pr.	Université de Mascara
Examineur	Mr BELOUATEK Aissa	Pr.	Université de Mostaganem
Examineur	Mme BELARBI Hayet	MCA	Université de Sidi Bel Abbes
Directeur de thèse	Mr HAZZAB Abdelkrim	Pr. Emérite	Université de Saida
Co- Encadreur	Mme KETROUCI Khadidja	MCA	Université de Mascara

Année universitaire : 2025 - 2026

Résumé

Cette étude évalue l'efficacité de quatre biomatériaux naturels : les extraits d'agave (AgEx) et d'*Opuntia* locales (OpEx), les épluchures de pommes de terre (PP) et la sciure de bois (SD), ainsi que d'un matériau synthétisé : le charbon actif phosphaté en poudre (PPAC) en tant qu'agents de coagulation et de floculation écologiquement durables pour le traitement des eaux usées. La recherche vise à comparer ces biomatériaux aux coagulants chimiques conventionnels afin d'établir leur potentiel en tant qu'alternatives viables. Les tests préliminaires ont identifié le chlorure ferrique (FeCl_3) comme le coagulant conventionnel le plus efficace, atteignant un taux de réduction de la turbidité TR (%) de plus de 80 % à un dosage optimal de 0,4 g sur 30 minutes. Lorsqu'ils sont combinés avec FeCl_3 , les biomatériaux naturels ont montré des performances supérieures : La combinaison de FeCl_3 avec les biomatériaux liquides a produit une amélioration notable de la turbidité, atteignant un taux de 99,87% avec (AgEx) et 92,91% avec (OpEx). À l'inverse, lorsque les biomatériaux liquides jouent simultanément le rôle de coagulants et floculants, (OpEx) présente une meilleure performance que (AgEx), avec des taux respectifs de 85,35% et 73,18%. L'étude des combinaisons alternées a montré que le système (AgEx) coagulant / (OpEx) floculant offre la meilleure réduction de turbidité (82,60% avec un volume de 2,5 ml, tandis que l'ordre inverse conduit à un taux réduit à 43%. Ces résultats soulignent l'importance de sélectionner des rôles spécifiques pour chaque biomatériau en fonction de leurs propriétés uniques. Dans la catégorie des biomatériaux solides, utilisés individuellement, les épluchures de pommes de terre (PP) et la sciure de bois (SD), démontrent une capacité significative à réduire la turbidité grâce à leur composition riche en fibres, amidons et ligno-cellulose. L'épluchure de pomme de terre devance la sciure de bois avec des taux de 71,01% (0.1g), contre 53,46%, (0.3g) reposant principalement sur des mécanismes d'adsorption, piégeage physique et pontage polymérique. Leur association avec FeCl_3 améliore ces performances, avec des taux respectifs atteignant 98,52% (0.4g) pour (PP) (0,4 g) et 99,79% 0,2 g), pour (SD), révélant une complémentarité bénéfique entre les mécanismes chimiques et biologiques. Enfin, l'étude du charbon actif à base d'épluchures de pomme de terre (PPAC) comme bio-floculant a mis en évidence une performance exceptionnelle, positionnant ce matériau synthétisé à partir de biomasse comme une alternative de haute valeur pour la dépollution des eaux :

L'efficacité maximale a été observée en régime hybride, avec un taux de réduction de turbidité de 99,85% en association avec FeCl_3 (0,2 g). Ce résultat confirme l'existence d'une synergie puissante entre l'adsorption de surface offerte par le (PPAC) et la capacité de neutralisation de charge du FeCl_3 . Le (PPAC) agit ainsi comme un adjuvant d'adsorption capable de piéger les micropolluants et les colloïdes stabilisés, augmentant l'efficacité globale du processus de coagulation-floculation. Plus significativement encore, le (PPAC) a démontré une double fonction : coagulante et floculante lorsqu'il est utilisé seul. À une dose légèrement augmentée (0,3g), l'efficacité de ce biofloculant intégré a maintenu un niveau très élevé, avec un taux de réduction de turbidité de 96,11%. Ce résultat prouve que les propriétés physico-chimiques du (PPAC) (particulièrement sa porosité et sa surface spécifique) lui confèrent à la fois une capacité d'adsorption des colloïdes et une capacité d'agrégation mécanique ou de pontage inter-particulaire, permettant une clarification quasi complète de l'eau.

Les résultats trouvés soulignent la nature non toxique et biocompatible des biomatériaux, ainsi que leur efficacité avérée dans le traitement des eaux usées. Leur adoption comme alternative durable aux traitements chimiques, en particulier dans les régions semi-arides comme Naâma, Algérie, représente un potentiel significatif pour améliorer la gestion des ressources en eau et la conservation de l'environnement.

Mots clés : Coagulation-floculation, Biomatériaux, Turbidité, Traitement des eaux usées.

Abstract

This study evaluates the effectiveness of four natural biomaterials: extracts from local agave (AgEx) and Opuntia (OpEx), potato peelings (PP) and sawdust (SD), as well as a synthetic material: phosphate-coated powdered activated carbon (PPAC) as environmentally sustainable coagulation and flocculation agents for wastewater treatment. The research aims to compare these biomaterials with conventional chemical coagulants in order to establish their potential as viable alternatives. Preliminary tests identified ferric chloride (FeCl_3) as the most effective conventional coagulant, achieving a turbidity reduction rate (TR%) of over 80% at an optimal dosage of 0.4 g over 30 minutes. When combined with FeCl_3 , natural biomaterials showed superior performance: The combination of FeCl_3 with liquid biomaterials produced a notable improvement in turbidity, reaching a rate of 99.87% with (AgEx) and 92.91% with (OpEx). Conversely, when liquid biomaterials act simultaneously as coagulants and flocculants, (OpEx) performs better than (AgEx), with respective rates of 85.35% and 73.18%. The study of alternating combinations showed that the coagulant (AgEx)/flocculant (OpEx) system offers the best turbidity reduction (82.60% with a volume of 2.5 ml), while the reverse order leads to a reduced rate of 43%. These results highlight the importance of selecting specific roles for each biomaterial based on their unique properties. The study of alternating combinations showed that the coagulant/flocculant system (AgEx) (OpEx) flocculant system offers the best In the category of solid biomaterials, used individually, potato peelings (PP) and sawdust (SD) demonstrate a significant ability to reduce turbidity thanks to their rich composition of fibres, starches and lignocellulose. Potato peelings outperform sawdust with rates of 71.01% (0.1g) compared to 53.46% (0.3g), mainly based on adsorption, physical trapping and polymer bridging mechanisms. Their combination with FeCl_3 improves this performance, with respective rates reaching 98.52% (0.4g) for (PP) (0.4g) and 99.79% (0.2g) for (SD), revealing a beneficial complementarity between chemical and biological mechanisms. Finally, the study of activated carbon based on potato peelings (PPAC) as a bioflocculant has highlighted its exceptional performance, positioning this material synthesised from biomass as a high-value alternative for water pollution control:

The study of alternating combinations showed that the coagulant (AgEx)/flocculant (OpEx) system offers the best performance in the category. Maximum efficiency was observed in hybrid mode, with a turbidity reduction rate of 99.85% in combination with FeCl_3 (0.2 g). This result confirms the existence of a powerful synergy between the surface adsorption offered by (PPAC) and the charge neutralisation capacity of FeCl_3 . (PPAC) thus acts as an adsorption adjuvant capable of trapping micropollutants and stabilised colloids, increasing the overall efficiency of the coagulation-flocculation process. More significantly, PPAC demonstrated a dual function: coagulant and flocculant when used alone. At a slightly increased dose (0.3 g), the efficiency of this integrated bioflocculant remained very high, with a turbidity reduction rate of 96.11%. This result proves that the physicochemical properties of PPAC (particularly its porosity and specific surface area) give it both colloid adsorption capacity and mechanical aggregation or inter-particle bridging capacity, allowing for almost complete water clarification. The study of alternating combinations showed that the coagulant (AgEx)/flocculant (OpEx) system offers the best performance in the category. Maximum efficiency was observed in hybrid mode, with a turbidity reduction rate of 99.85% in combination with

FeCl₃ (0.2 g). These results highlight the non-toxic and biocompatible nature of biomaterials, as well as their proven effectiveness in wastewater treatment. Their adoption as a sustainable alternative to chemical treatments, particularly in semi-arid regions such as Naâma, Algeria, represents significant potential for improving water resource management and environmental conservation.

Keywords: Coagulation-flocculation, Biomaterials, Turbidity, Wastewater treatment.

الخاتمة

قيّم هذه الدراسة فعالية أربعة مواد حيوية طبيعية: مستخلصات الأغاف (AgEx) والأوبونتيا المحلية (OpEx)، قشور البطاطس (PP) ونشارة الخشب (SD)، بالإضافة إلى مادة اصطناعية: الفحم النشط الفوسفاتي المسحوق (PPAC) كعوامل تجلط وتلبد مستدامة بيئيًا لمعالجة مياه الصرف الصحي. تهدف الدراسة إلى مقارنة هذه المواد الحيوية بالمواد الكيميائية التقليدية المستخدمة في التجلط من أجل تحديد إمكاناتها كبداية قابلة للتطبيق. حددت الاختبارات الأولية كلوريد الحديد (FeCl₃) باعتباره المادة التقليدية الأكثر فعالية للتخثر، حيث حقق معدل تخفيض العكارة (%) TR بنسبة تزيد عن 80٪ عند الجرعة المثلى البالغة 0.4 غرام خلال 30 دقيقة. عند دمجها مع FeCl₃، أظهرت المواد الحيوية الطبيعية أداءً متفوقًا: أدى دمج FeCl₃ مع المواد الحيوية السائلة إلى تحسن ملحوظ في العكارة، حيث بلغت نسبة 99.87٪ مع (AgEx) و 92.91٪ مع (OpEx). على العكس من ذلك، عندما تلعب المواد الحيوية السائلة دور المُخثرات والمُفلطات في آن واحد، يُظهر (OpEx) أداءً أفضل من (AgEx)، بمعدلات تبلغ 85.35٪ و 73.18٪ على التوالي.

أظهرت دراسة التركيبات البديلة أن نظام (AgEx) التخثر / (OpEx) التلبد يوفر أفضل تخفيض للتعكر (82.60٪ بحجم 2.5 مل، في حين أن الترتيب العكسي يؤدي إلى معدل مخفض إلى 43٪. تؤكد هذه النتائج على أهمية اختيار أدوار محددة لكل مادة حيوية وفقًا لخصائصها الفريدة. في فئة المواد الحيوية الصلبة، عند استخدامها بشكل فردي، تُظهر قشور البطاطس (PP) ونشارة الخشب (SD) قدرة كبيرة على تقليل التعكر بفضل تركيبها الغنية بالألياف والنشا والجنوسليلوز. تتفوق قشور البطاطس على نشارة الخشب بنسب تبلغ 71.01٪ (0.1 جم) مقابل 53.46٪ (0.3 جم) وتعتمد بشكل أساسي على آليات الامتصاص والحبس الفيزيائي والتجسير البوليمري. ويؤدي اقترانها مع FeCl₃ إلى تحسين هذه الأداء، حيث تصل المعدلات على التوالي إلى 98.52٪ (0.4 جم) لـ (PP) و 99.79٪ (0.2 جم) لـ (SD)، مما يكشف عن تكامل مفيد بين الآليات الكيميائية والبيولوجية. أخيرًا، أظهرت دراسة الفحم النشط المستخرج من قشور البطاطس (PPAC) كعامل تكتل بيولوجي أداءً استثنائيًا، مما يجعل هذا المادة المركبة من الكتلة الحيوية بديلاً عالي القيمة لتنقية المياه:

وقد لوحظت فعالية قصوى في النظام الهجين، مع معدل تخفيض التعكر بنسبة 99.85٪ بالاقتران مع 0.2 FeCl₃ (غرام). ويؤكد هذا النتيجة وجود تآزر قوي بين الامتصاص السطحي الذي يوفره (PPAC) وقدرة FeCl₃ على تثبيت الشحنة. يعمل (PPAC) كعامل مساعدة للامتصاص قادر على احتجاز الملوثات الدقيقة والغرويات المستقرة، مما يزيد من الكفاءة الإجمالية لعملية التخثر والتلبد. والأهم من ذلك، أظهر (PPAC) وظيفة مزدوجة: التخثر والتلبد عند استخدامه بمفرده. عند زيادة الجرعة قليلاً (0.3 جم)، حافظت فعالية هذا الملبد الحيوي المدمج على مستوى عالٍ جدًا، مع معدل تخفيض العكارة بنسبة 96.11٪. يثبت هذا النتيجة أن الخصائص الفيزيائية والكيميائية لـ (PPAC) (خاصة مساميته ومساحته السطحية) تمنحه قدرة على امتصاص الغرويات وقدرة على التجميع الميكانيكي أو الترابط بين الجسيمات، مما يسمح بتصفية المياه بشكل شبه كامل. تؤكد النتائج التي تم التوصل إليها على الطبيعة غير السامة والمتوافقة حيويًا للمواد الحيوية، فضلاً عن فعاليتها المثبتة في معالجة مياه الصرف الصحي. ويمثل اعتمادها كبديل مستدام للمعالجات الكيميائية، لا سيما في المناطق شبه القاحلة مثل ناعما في الجزائر، إمكانات كبيرة لتحسين إدارة الموارد المائية والحفاظ على البيئة.

الكلمات المفتاحية: التخثر والتلبد، المواد الحيوية، العكارة، معالجة مياه الصرف الصحي.

Remerciements

Il est des moments où les mots semblent bien faibles pour exprimer toute la gratitude que l'on ressent. La rédaction de cette thèse marque l'aboutissement de plusieurs années d'efforts, de doutes, mais aussi de découvertes et de belles rencontres, je commencerai par remercier ALLAH pour m'avoir donné la force de terminer ce doctorat après toutes ces années.

Mr. Abdelkrim Hazzab a dirigé cette thèse, Je tiens à le remercier chaleureusement, non seulement pour son degré d'implication dans ces travaux, la qualité de son encadrement et la pertinence de ses remarques, mais également pour sa disponibilité ; Qu'il trouve ici l'expression de ma reconnaissance et de mes plus vifs remerciements, en espérant qu'il trouvera des résultats à la mesure de la confiance et du dévouement qu'il m'a accordés.

Mes sincères remerciements s'adressent également à Mme Khadidja Ketrouci, ma co-encadrante, pour sa disponibilité, son écoute attentive et son soutien précieux tout au long de ce parcours.

J'ai l'immense honneur de remercier les membres de mon jury :Mr. Bouhadda Youcef, Professeur à l'université Mustapha Stambouli de Mascara ; Mr. Benslimane Mohamed, Professeur à l'université Mustapha Stambouli de Mascara ; Mr. Belouatek Aissa Professeur à l'université de Mostaganem ; Mme Belarbi Hayet, Maitre de Conférence A à l'université de Sidi Bel Abbess; pour avoir accepté d'évaluer ce travail malgré leurs nombreuses responsabilités. Leurs regards critiques et leurs remarques constructives contribueront sans aucun doute à enrichir ce document et à renforcer mes perspectives de recherche.

Je souhaite remercier tout particulièrement Ikhou Djamilia, sans qui ce travail n'aurait pu aboutir, je la remercie pour les centaines d'analyses réalisées et les nombreux échanges scientifiques. Je la remercie également pour sa disponibilité permanente, son implication, ses conseils et son soutien amical au cours de ces années de préparation de cette thèse.

Je tiens à exprimer ma profonde gratitude à Mr. Fatmi Belaid ; Docteur en hydraulique pour son aide précieuse dans la réalisation de l'article. J'adresse également mes sincères remerciements aux ingénieurs du laboratoire de Génie de Procédés, dont la disponibilité et la gentillesse ont été remarquables, même dans des conditions parfois difficiles, marquées par les odeurs désagréables des eaux usées utilisées lors des essais.

Je n'oublie pas mes collègues et amis, ... compagnons de route de l'enseignement avec qui j'ai partagé autant de longues heures de travail que de moments de complicité et de bonne humeur. Leur soutien discret mais constant a souvent été le moteur qui m'a permis d'aller de l'avant.

Je terminerais en remerciant tout particulièrement ma famille et mon mari, mes enfants Ines et Younes, qui m'ont soutenu, et le plus supporté dans les moments de doute.

S.KIES

Dédicaces

Cette thèse est dédiée à celles et ceux qui ont su cultiver en moi la curiosité et la rigueur, forgeant ainsi les fondations sur lesquelles ce travail repose.

À mes proches, dont la présence discrète a été une source de force. »

Je dédie cette thèse à mon père et à mes sœurs, pour leur soutien constant et leur présence silencieuse qui ont toujours éclairé mon chemin.

À la mémoire de ma mère, dont la fierté aurait été sans limite de voir enfin ce doctorat aboutir, son absence illumine chaque pas encore à franchir.

À mon Époux, pour sa patience infinie, son soutien moral constant, qui a permis de maintenir l'équilibre essentiel entre les exigences de la recherche et la vie de tous les jours. Ce succès est aussi le fruit de ton sacrifice quotidien.

À mes chers (grands) enfants, Inès et Younès, cette thèse est dédiée. Elle est le fruit d'une ambition différée, non par renoncement, mais par priorité donnée à l'achèvement de vos propres parcours universitaires. Que cet accomplissement tardif soit la preuve tangible que la poursuite du savoir n'a pas d'âge ni de délai ; que la détermination, le travail et l'engagement sont les seuls remèdes au doute, et qu'il est toujours possible de concrétiser ses rêves avec ferveur.

Enfin, à tous ceux, Professeurs, amis, collègues, qui ont cru en ma capacité à mener ce projet à terme : votre confiance fut la force motrice des moments de doutes.

« La véritable sagesse réside dans la capacité à croire au possible même quand l'impossible se dresse devant nous. »

Ce travail est le fruit de cette foi partagée.

Souad KIES.

TABLE DES MATIERES

Introduction générale	01
Chapitre I. Les eaux usées : Impact environnemental et solutions conventionnelles de traitement	
I.1 Introduction	06
I.2 Origine et type d'eau usées	07
I.2.1 Origine des eaux usées domestiques	07
I.2.2 Origine des eaux usées industrielles	08
I.2.3 Origine des eaux usées agricoles	08
I.2.4 Origine des eaux pluviales	09
I.3 Les caractéristiques des eaux usées	10
I.3.1 Paramètres physiques	10
I.3.2 Polluants conventionnels	10
I.3.3 Polluants microbiens	10
I.3.4 Polluants émergents et micropolluants	11
I.4 Impacts de la pollution hydriques	11
I.5 La réutilisation des eaux usées	12
I.6 Normes de rejets des eaux usées	13
I.7 Principes et étapes des procédés conventionnels	15
I.7.1 Schéma de principe d'une station d'épuration conventionnelle	15
I.7.2 Les objectifs spécifiques de chaque étape	16
I.7.2.1 Le prétraitement	16
I.7.2.2 Le traitement primaire : la décantation	16
I.7.2.3 La coagulation-floculation chimique	17
I.7.3 Les procédés de traitement biologiques (Traitement secondaire)	17
I.7.3.1 Principes de l'épuration biologique	17
I.7.3.2 Les systèmes à boues activées	18
I.7.3.3 Autres procédés biologiques	18
I.7.4 Le traitement tertiaire (ou avancé)	19
I.7.4.1 L'importance du traitement tertiaire	19
I.7.4.2 Les procédés de filtration	19
I.7.4.3 La désinfection	20
I.7.5 La gestion des boues d'épuration	21
I.7.5.1 Origine et enjeux	21
I.7.5.2 Les étapes de traitement des boues	21
I.7.5.3 Valorisation des boues	22
I.8 Conclusion	23
Chapitre II. La coagulation-floculation : Principes et applications dans le traitement des eaux	

TABLE DES MATIERES

II.1 Introduction	24
II.2 Principes fondamentaux de la coagulation-floculation	24
II.2.1 Définitions et objectifs	24
II.2.2 Caractéristiques des particules en suspension et colloïdales	25
II.2.3 Notion de double couche électrique	25
II.2.4 Potentiel Zêta	26
II.2.5 Mécanismes de déstabilisation des suspensions colloïdales par la coagulation	27
II.2.6 Mécanismes du processus de la coagulation	28
II.2.6.1 Compression de la double couche électrique	28
II.2.6.2 Adsorption et neutralisation des charges	28
II.2.6.3 Pontage polymérique (bridging)	29
II.2.6.4 Emprisonnement et piégeage des particules dans un précipité (sweep)	30
II.2.7. Mécanismes du processus de la floculation	30
II.3 Facteurs influençant l'efficacité de la coagulation-floculation	31
II.4 Les coagulants et floculants chimiques conventionnels	32
II.4.1 Les Coagulants inorganiques	32
II.4.2 Les Floculants polymères synthétiques	33
II.4.3 Limitations des coagulants chimiques conventionnels	34
II.5 Conclusion	36
 Chapitre III. Les Biomatériaux au service du traitement des eaux usées	
III.1 Introduction	37
III.2 Émergence des biomatériaux comme agents Coagulants/Floculants naturels	37
III.3 Classification et origine des biomatériaux Coagulants/Floculants	37
III.4 Mécanismes d'action des biomatériaux en fonction de leur nature chimique	38
III.4.1 Neutralisation de charge par les protéines cationiques	38
III.4.2 Pontage polymérique et neutralisation de charge par les polysaccharides	39
III.4.3 Mécanismes complémentaires : complexation, piégeage et pontage par les polyphénols et autres composés	39
III.5 Préparation physique et conditions de stockage	40
III.6 Optimisation des biomatériaux : Traitements de modification chimique et d'immobilisation	40
III.6 .1 Généralités	40
III.6.2 Modification chimique : Réticulation, greffage et fonctionnalisation	41

TABLE DES MATIERES

III.6.3 Valorisation thermochimique : Pyrolyse et production de biochar	42
III.7 Préparation des charbons actifs	44
III.7.1 la pyrolyse	44
III.7.2 Activation physique et chimique	45
III.7.3 Transformations chimiques et physico-chimiques intervenant dans l'activation	46
III.7.4 Texture du charbon actif	47
III.8 Autres traitements améliorant l'efficacité des biomatériaux	48
III.8.1 Traitement thermique	49
III.8.2 Traitement Enzymatique : Une Approche Ciblée et Écologique	49
III.9 Exemples spécifiques de biomatériaux et leurs applications :	50
III.9.1 Les polysaccharides	50
III.9.2 Les polyphénols	54
III.9.3 Les protéines	55
III.10 Intégration des Biomatériaux dans les Filières de Traitement des Eaux	56
III.11 Contraintes opérationnelles et perspectives d'amélioration des biomatériaux	57
III.12 Évaluation économique et analyse coûts-avantages de l'intégration des biomatériaux	58
III.13 Conclusion	59
Chapitre IV. Matériels et méthodologies expérimentales	
IV.1 Introduction	60
IV.2 Zone d'étude et site de prélèvement des échantillons.	60
IV.3 Matériels et Méthodologies d'analyse	62
IV.3.1 Caractérisation physico-chimique des eaux usées de la STEP	62
IV.3.2 Produits chimiques utilisés	64
IV 3.3 Matériels utilisés	64
IV 3.3.1 Préparation des biomatériaux	66
IV.3.3.1.1 Préparation des Coagulants/Floculants liquides	66
IV.3.3.1.2 Préparation de Coagulants/Floculants solides	67
IV.3.3.1.3 Préparation du biomatériau synthétisé : le charbon actif à base d'épluchures de Pommes de Terre (PPAC)	67
IV. 3.4 Techniques de caractérisation spectroscopique par infrarouge à transformée de Fourier (FTIR)	70
IV. 3.5 Techniques de l'Analyse Thermique Gravimétrique (ATG)	70

TABLE DES MATIERES

IV.3.6	Méthodologies de coagulation-floculation par procédure du jar Test	71
IV.3.6.1	Évaluation préliminaire des coagulants chimiques conventionnels	73
IV.3.6.2	Évaluation d'un protocole de coagulation/floculation combiné (chlorure ferrique–biomatériaux)	73
IV.3.6.3	Évaluation du protocole de coagulation/floculation de biomatériaux utilisés individuellement	74
IV.3.6.4	Efficacité comparative des combinaisons (AgEx) / (OpEx)	74
IV.4	Conclusion	75
 Chapitre V. Résultats et discussions 		
V.1	Introduction	76
V.2	Résultats et performances des biomatériaux liquides	76
V.2.1	Spectrométrie infrarouge (IR) des extraits d'agave et d'opuntia	76
V.2.2	Évaluation des réactifs chimiques dans le processus de coagulation	79
V.2.3	Optimisation du procédé combiné de coagulation-floculation : chlorure ferrique comme coagulant et biomatériaux liquides comme floculants	82
V.2.3.1	Évolution de la turbidité en fonction des doses des biomatériaux liquides testés	85
V.2.3.2	Evolution du pH en fonction des doses des biomatériaux liquides testés	85
V.2.3.3	Evolution de la conductivité pour les différents biomatériaux liquides testés	86
V.2.4	Optimisation du dosage des biomatériaux liquides pour la coagulation-floculation, utilisés individuellement	87
V.2.4.1	Évolution de la turbidité en fonction des doses des biomatériaux liquides testés	89
V.2.4.2	Evolution du pH en fonction des doses des biomatériaux liquides testés	91
V.2.4.3	Evolution de la conductivité en fonction des doses des biomatériaux liquides testés	91

TABLE DES MATIERES

V.2.5 Efficacité Comparative des Combinaisons (AgEx) /(OpEx) dans le Traitement des Eaux Usées	92
V.2.6 Analyse de l'effet synergique de la combinaison alternée des biomatériaux AgEx et OpEx dans le processus de coagulation-floculation.	94
V.3 Résultats et performances des biomatériaux solides	96
V.3.1 Spectrométrie infrarouge (IR) des épluchures de pommes de terre et de la sciure de bois	97
V.3.2 Optimisation du procédé combiné de coagulation-floculation : chlorure ferrique comme coagulant et biomatériaux solides comme floculants	99
V.3.2.1 Évolution de la turbidité en fonction des doses des biomatériaux testés	101
V.3.2.2 Evolution du pH pour les différents biomatériaux testés	102
V.3.2.3 Evolution de la conductivité pour les différents biomatériaux testés	102
V.3.3 Optimisation du dosage des biomatériaux solides pour la coagulation-floculation, utilisés individuellement	103
V.3.3.1 Évolution de la turbidité en fonction des doses des biomatériaux solides testés	105
V.3.3.2 Évolution du PH en fonction des doses des biomatériaux solides testés	106
V.3.3.3 Évolution de la conductivité en fonction des doses des biomatériaux solides testés	107
V.4 Résultats et performances des biomatériaux synthétique (PPAC)	107
V.4.1 Spectrométrie infrarouge (IR) du Charbon Actif Synthétisé	108
V.4.2 Analyse par thermogravimétrie ATG	109
V.4.4 Optimisation du procédé combiné de coagulation-floculation : chlorure ferrique comme coagulant et le charbon actif (PPAC) comme floculants	110
V.4.4.1 Évolution de la turbidité en fonction des doses des biomatériaux testés	112
V.4.4.2 Evolution du pH en fonction des doses des biomatériaux étudiées	113
V.4.4.2 Evolution de la conductivité en fonction des doses des biomatériaux étudiées	113
V.4.5 Optimisation du dosage du charbon actif (PPAC) pour la coagulation-floculation, utilisés individuellement	114
V.4.5.1.Évolution de la turbidité en fonction des doses des biomatériaux testés	115
V.4.5.2 Evolution du pH en fonction des doses des biomatériaux testés	116
V.4.5.3 Evolution de la conductivité en fonction des doses des biomatériaux testés	115
V.5 Conclusion	117
Conclusion générale	119
Références bibliographiques	

Liste des figures

Figure I.1 : Schéma de principe d'une station d'épuration conventionnelle	15
Figure II.1: Potentiel électrique de particules colloïdales	27
Figure II.2 : Energie d'interaction entre deux particules colloïdes en fonction de la distance	28
Figure II.3 : Coagulation floculation par neutralisation des charges	29
Figure II.4 : Pontage polymérique (bridging)	30
Figure II.5 : Floculation par balayage	30
Figure II.6 : Structure chimique de deux polymères : polyacrylamide et chlorure diallyldiméthyl d'ammonium	34
Figure III.1: Charbon actif en poudre	43
Figure III.2 Représentation du processus industriel pour la production d'un charbon actif	47
Figure III.3 : Représentation de la structure poreuse de charbon actif	48
Figure III.4 : Structure chimique du chitosane	51
Figure III.5 : Structure chimique de la cellulose	52
Figure III.6 : Structure chimique (amylose) de l'amidon	52
Figure III.7 : Structure chimique d'un gel formé par l'alginate de sodium et les ions de calcium	53
Figure III.8 : Structure chimique de la gomme de xanthane	54
Figure IV.1 : Localisation de la station d'épuration de Méchria	31
Figure IV.2 : biomatériaux utilisés	66
Figure IV.3: Les étapes de synthèse du charbon actif à base d'épluchures de pomme de terre (pp)	69
Figure IV.4 : Les étapes clés de synthèse du charbon actif PPAC	69
Figure IV.5: Illustration du Jar Test utilisé	71
Figure V.1: Spectre FT-IR des biomatériaux liquides AgEX et OpEX	77
Figure : V.2 : Optimisation des dosages et comparaison des performances des coagulants $AlCl_3$, $CuSO_4 \cdot 5H_2O$ et $FeCl_3$ en termes de réduction de la turbidité.	81
Figure V.3: Evolution du taux de réduction de la turbidité TR en fonction de la dose des biofloculants AgEx et OpEx (système hybride avec $FeCl_3$)	84
Figure V.4: Evolution du pH en fonction de la dose des biofloculants AgEx et OpEx (système hybride avec $FeCl_3$)	84
Figure V.5: Evolution de la conductivité en fonction de la dose des biofloculants AgEx et OpEx (système hybride avec $FeCl_3$)	84

Liste des figures

Figure V.6: Evolution du taux de réduction de la turbidité TR en fonction de la dose des agents coagulants-floculants autonomes AgEx et OpEx	89
Figure V.7: Evolution du pH en fonction de la dose des agents coagulants-floculants autonomes AgEx et OpEx	89
Figure V.8 : Evolution de la conductivité en fonction de la dose des agents coagulants-floculants autonomes AgEx et OpEx	89
Figure V.9: Evolution du taux de réduction de la turbidité TR en fonction des biomatériaux combinés.	93
Figure V.10: Evolution du pH en fonction des biomatériaux combinés	93
Figure V.11: Evolution de la conductivité en fonction des biomatériaux combinés	94
Figure V.12 : Spectre FT-IR des épluchures de pommes de terre (PP) et de la sciure de bois (SD)	97
Figure V.13: Evolution du TR en fonction de la dose des –biofloculant (PP) et (SD) (système combiné avec FeCl ₃)	100
Figure V.14 : Evolution du pH en fonction des doses des biofloculant (PP) et (SD) (système combiné avec FeCl ₃)	100
Figure V.15: Evolution de la conductivité en fonction des doses des biofloculants (PP) et (SD)(système combiné avec FeCl ₃)	101
Figure V.16: Evolution du TR en fonction de la dose des agents coagulants-floculants autonomes (SD) et(PP)	104
Figure V.17 : Evolution du pH en fonction de la dose des agents coagulants-floculants autonomes (SD) et(PP)	104
Figure V.18: Evolution de la conductivité en fonction de en fonction de la dose des agents coagulants-floculants autonomes (SD) et(PP)	105
Figure V.19: Spectre FT-IR du matériau synthétisé : charbon actifà base d'épluchures de pommes de terre (PPAC)	108
Figure V.20 : Analyse thermogravimétrique ATG de(PPAC)	109
Figure V.21 : Evolution du TR en fonction de la dose des -bio floculant (PP) et (PPAC) (système combiné avecFeCl ₃)	112
Figure V.22: Evolution du pH en fonction des doses des biofloculant(PP) et (PPAC)(système combiné avecFeCl ₃)	112
Figure V.23: Evolution du la conductivité en fonction des doses des biofloculants (PP) et (PPAC) (système combiné avec FeCl ₃)	112

Liste des figures

Figure V.24: Evolution du TR (%) en fonction des doses des biomatériaux PP et PPAC	114
Figure V.25 Evolution du pH en fonction des doses des biomatériaux PP et PPAC	114
Figure V.26: Evolution de la conductivité en fonction des doses des biomatériaux PP et PPAC	114

Liste des tableaux

Tableau I.1 : Quelques pays leaders dans la réutilisation des eaux usées	13
Tableau I.2 : Normes de Rejet des Eaux Usées	14
Tableau III.1 : Tailles des pores et surface spécifique des charbons actifs	48
Tableau IV.1: Caractéristiques des eaux usées brutes de la station de Méchria	63
Tableau IV.2 : Caractéristiques des produits chimiques utilisés	64
Tableau IV.3 : Méthode et précision des paramètres de l'analyse de l'eau usée étudiée.	65
Tableau V.1: Evolution du taux de réduction de la turbidité TR (%) pour différents dosages et temps d'agitation, pour les trois coagulants	80
Tableau V.2: Dosages optimaux des coagulants et valeurs correspondantes de la réduction de la turbidité TR (%) , du pH et de la conductivité	80
Tableau V.3 : Caractérisation des performances du système hybride FeCl ₃ - AgEx en fonction du dosage de bio-floculant (Turbidité initiale : 320 NTU)	83
Tableau V.4 : Caractérisation des performances du système hybride FeCl ₃ -OpEx. en fonction du dosage de bio-floculant (Turbidité initiale :320 NTU)	84
Tableau V.5 : Efficacité de la coagulation avec FeCl ₃ pour chaque bio floculant liquide :dose optimale et paramètres analytiques	87
Tableau V.6: Évaluation du potentiel du biomatériau AgEx en tant qu'agent coagulant-floculant autonome (Dose optimale de coagulation : 3 ml ; turbidité initiale : 345 NTU)	87
Tableau V.7: Évaluation du potentiel du biomatériau (OpEx) en tant qu'agent coagulant-floculant autonome (Dose optimale de coagulation : 1 ml ; turbidité initiale : 342 NTU)	88
Tableau V.8 : Détermination et caractérisation des doses optimales des agents coagulants-floculants autonomes AgEx et OpEx	88
Tableau V.9 : Combinaisons expérimentales entre bio coagulant et bio floculant..	92
Tableau V.10 : Performance des biomatériaux combinés.	93
Tableau V.11: Performances maximales des biomatériaux combinés	96
Tableau V.12: Caractérisation des performances du système combiné FeCl ₃ -(PP) en fonction du dosage de bio-floculant (Turbidité initiale : 320 NTU)	100
Tableau V.13: Caractérisation des performances du système combiné FeCl ₃ -(SD) en fonction du dosage de bio-floculant (Turbidité initiale : 296 NTU)	100
Tableau V.14: Efficacité de la coagulation avec FeCl ₃ pour chaque bio floculant solide : dose optimale et paramètres analytiques	101
Tableau V.15 : Évaluation du potentiel du biomatériau (PP) en tant qu'agent coagulant-	104

Liste des tableaux

floculant autonome (Dose optimale de coagulation : 0.2 g ; turbidité initiale : 345 NTU)

Tableau V.16 : Évaluation du potentiel du biomatériau (SD) en tant qu'agent coagulant- **104**

floculant autonome (Dose optimale de coagulation : 0.4g ; turbidité initiale : 361 NTU)

Tableau V.17 : Détermination et caractérisation des doses optimales des agents **105**

coagulants-floculants autonomes (PP) et (SD)

Tableau V.18 : Caractérisation des performances du système combiné FeCl_3 -(PPAC) en **111**

fonction du dosage de bio-floculant (Turbidité initiale : 320 NTU).

Tableau V.19: Optimisation de la dose de Charbon actif (PPAC) (Dose de coagulant **115**

PPAC : 0,2g). Turbidité initiale =345(NTU)

Tableau V.20: Performances du coagulant et conditions expérimentales **115**

Liste des abréviations

ACV	Analyse du cycle de vie.
ADN	Acide désoxyribonucléique
AgEx	Extrait d'Agave
ATG	Analyse thermogravimétrique.
ATG	Analyse thermique gravimétrique
Cd	Cadmium
Cr	Chrome
Da	Dalton (unité de masse moléculaire).
DBO₅	Demande biochimique en oxygène en cinq jour
DBR	Disques biologiques rotatifs.
DCO	Demande chimique en oxygène
EA	Énergie attractive.
EPS	Exopolysaccharides.
ER	Énergie répulsive.
FA	La force d'attraction de Van der Waals
Fe³⁺	Ion ferrique
FR	Force de répulsion électrostatique
FTIR	FTIR : Spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier.
ISO	Organisation internationale de normalisation.
IUPAC	Union international de chimie pure et appliqué
KMnO₄	Permanganate de potassium
MES	Matières en suspension totales
MF	Microfiltration.
M_w	Masse molaire
N	Azote
NF	Nanofiltration
NTU	Unité de turbidité néphélométrique
O₃	Ozone.
OI	Osmose inverse

Liste des abréviations

OMS	Organisation mondiale de santé
OpEx	Extrait de l'Opuntia
P	Phosphore
p.e	Équivalents-habitants
PACL	Chlorure de poly-aluminium
PFAS	Substances per- et polyfluoroalkylées
pH	Potentiel d'Hydrogène
pKa	Constante d'acidité.
PP	Epluchures de pomme de terre
PPAC	Charbon actif à base d'épluchures de pommes de terre
RAM	Résistance aux antimicrobiens.
RSD (%)	Écart type relatif
SBR	Réacteurs discontinus séquencés
SD	Sciure de bois
SPD	Sous-produits de désinfection
STEP	Station d'épuration des eaux usées
TRT	Taux de réduction de la turbidité
UF	Ultrafiltration.
UV	Rayonnement ultraviolet.
WC	Eaux de vannes.

Introduction générale

Introduction générale

La gestion efficace de l'eau constitue un enjeu majeur pour le développement des pays méditerranéens du Sud, notamment en zones semi-arides où la rareté de cette ressource accentue les pressions environnementales et socio-économiques, affectant l'agriculture, les écosystèmes et les populations locales (**Choukr-Allah et al. 2012**), (**Belhassan and Belhassan 2022**). Dans ce contexte, l'adoption de stratégies durables s'avère impérative. Pour pallier la pénurie d'eau, le recours au traitement des eaux usées, la récupération des eaux de pluie et l'optimisation des pratiques d'irrigation s'impose comme une nécessité cruciale (**Kherbache, 2020**).

Dans ce contexte, plusieurs études récentes soulignent le rôle déterminant d'une gestion efficace des eaux usées dans la lutte simultanée contre la pénurie d'eau et la pollution environnementale (**Karimi et al. 2024**). Le traitement des eaux usées devient ainsi un levier essentiel pour préserver les ressources en eau douce et améliorer la durabilité environnementale. Ce traitement vise à réduire significativement la charge polluante des eaux usées, restaurer leur qualité et garantir une réutilisation sécurisée (**Howe et al. 2012**).

Les procédés de traitement employés varient selon la complexité des eaux à traiter, allant de la simple désinfection adaptée aux eaux souterraines faiblement turbides aux procédés multi-étapes requis pour les eaux de surface fortement turbides (**Tchobanoglous et al. 2022**). Actuellement, la séquence coagulation-floculation-sédimentation, suivie de la filtration et de la désinfection, dans le traitement physico chimique constitue la méthode la plus répandue (**Balbinoti et al. 2023**). Cette approche multi-facette permet une réduction efficace des contaminants et des agents pathogènes, assurant ainsi la sécurité des eaux récupérées (**Basile et al, 2023**).

Les coagulants conventionnels tel que le sulfate d'aluminium et le chlorure ferrique sont largement utilisés dans le traitement des eaux usées en raison de leur efficacité à réduire la turbidité (**Rizzo et al. 2008**). Cependant, leur application présente plusieurs inconvénients. En effet, ces produits chimiques peuvent contribuer à la formation de sous-produits nocifs et augmenter la toxicité des effluents traités, ce qui permet d'engendrer des risques pour les écosystèmes aquatiques et la santé humaine (**El-taweel et al. 2023**). Par ailleurs, la production et le transport de ces produits chimiques contribuent aux émissions de gaz à effet de serre, aggravant ainsi les problématiques liées au changement climatique (**Khaled and Abdella; 2022**). La prise de conscience croissante des enjeux environnementaux incite les chercheurs à explorer des alternatives naturelles, notamment les coagulants dérivés de plantes, de déchets

agricoles et d'autres sources de biomasse. Ces biomatériaux offrent plusieurs avantages, tels que leur biodégradabilité, leur disponibilité locale et leur coût de production réduit (**Ang and Mohammad 2020**); (**Baatache et al. 2024**). Ils se sont révélés efficaces dans divers processus de traitement. En s'inscrivant dans une démarche de durabilité, ils ont prouvé leur efficacité dans l'élimination des polluants tout en minimisant l'impact environnemental (**Lustenberger and Castro-Muñoz 2022**). Les coagulants d'origine végétale issus d'espèces diverses, ont fait l'objet d'études approfondies, démontrant des résultats prometteurs quant à la réduction de la turbidité, à l'élimination des polluants et à l'amélioration globale de la qualité de l'eau. Parmi les exemples marquants, on peut citer : *Moringa oleifera*(**Benettayeb et al. 2022**),(**Koul et al. 2022**), *Opuntia ficus-indica* (cactus)(**Deshmukh and Hedaoo 2018**),(**Hocine et al. 2023**), et *Aloe vera*(**Prabhakar et al. 2020**), (**Benalia et al. 2021**), (**Hadadi et al. 2022a**), qui présentent des performances comparables, voire supérieures, à celles des coagulants chimiques classiques. D'autres matériaux d'origine végétale, tels que les feuilles de chêne (**Benalia et al. 2023**), les pommes de pin (**Baatache et al. 2024**)et l'Austrocylindre *opuntia subulata*(**Meftah et al. 2024**), ont également été étudiés pour leurs propriétés de coagulation, offrant des solutions spécifiques à chaque région en fonction de la disponibilité des ressources locales. L'intégration de ces biomatériaux s'inscrit dans une dynamique mondiale favorisant une gestion de l'eau plus durable. Cette approche répond aux objectifs du développement durable établis par les instances internationales, soulignant l'importance de solutions innovantes et écologiques (**Ang and Mohammad 2020**).

En Algérie, la politique de gestion durable des ressources en eau est renforcée par des stratégies nationales visant à faire face aux sécheresses récurrentes, qui aggravent la pénurie d'eau (**Drouiche et al., 2020**). Dans ce contexte, et à l'instar d'autres pays en développement confrontés à des défis similaires, l'Algérie a mis en place depuis environ trente ans un plan de gestion durable de l'eau, aligné avec des stratégies environnementales intégrées (**Drouiche et al., 2012**;**Sahnoune et al., 2013**;**Touitou& Al-Amin, 2018**). Dans le cadre de ces stratégies environnementales, plusieurs plans d'action ont été mis en œuvre pour assurer la durabilité des ressources. Parmi eux, le Plan National de Lutte Contre la Désertification (PNLCD) où l'Algérie prône une gestion durable des ressources naturelles, tout en proposant des solutions communautaires visant à restaurer la santé écologique des territoires (**Ait Si Said, 2020**). Par ailleurs, le Plan National de l'Eau accorde une importance particulière à la récupération des eaux usées traitées à des fins d'irrigation, dans le but de préserver les ressources hydriques, en intégrant des technologies innovantes de traitement (**Kelkouli et al.,**

2008;Bemoussat et al., 2019;Drouiche et al., 2012).En complément,diversess études soulignent l'importance des efforts déployés par la communauté scientifique Algérienne pour optimiser les processus de traitement, particulièrement dans les zones à ressources limitées, en explorant des matériaux alternatifs et en promouvant des pratiques de gestion durable de l'eau (**Benzater et al. 2019**),(Dairi et al. 2022). Cette dynamique de recherche s'inscrit pleinement dans les objectifs plus larges de la politique nationale de l'eau, visant à préserver les ressources en eau (**Bousmaha and Boulkaibet 2020**).Dans ce cadre, l'intégration de coagulants et floculants naturels dans les processus de traitement des eaux usées constitue une solution à la fois innovante et écologique, participant activement à la transition vers une économie circulaire et durable (**Negm et al. 2020**). L'émergence de recherches sur les biomatériaux issus de plantes locales comme alternatives aux traitements chimiques conventionnels traduit une volonté affirmée de préserver les ressources en eau tout en réduisant l'impact environnemental. L'importance croissante des travaux scientifiques concernant l'utilisation de biomatériaux locaux dans le traitement des eaux usées illustre l'intérêt porté à l'optimisation des procédés de dépollution. Diverses ressources végétales ont ainsi été évaluées pour leurs propriétés coagulantes naturelles. Parmi celles-ci, *Moringa oleifera* se démarque par la présence de protéines cationiques favorisant la neutralisation des charges et le pontage entre particules, renforçant ainsi son efficacité en tant que coagulant naturel (**Benettayeb et al. 2022**),(Belbali et al. 2023). D'autres études ont démontré que les extraits du *Moringa oleifera* peuvent réduire la turbidité de plus de 90 % et diminuer significativement la demande chimique en oxygène (DCO) (**Bouchareb et al. 2021**),(Hadadi et al. 2022a), (Hadadi et al. 2022b).

Cependant, les variations dans les méthodes d'extraction et les dosages optimaux selon la qualité de l'eau et l'application envisagée, soulignent le besoin de recherches supplémentaires pour standardiser ces procédures (**Jung et al. 2018**), (**Alazaiza et al. 2022**). Des travaux récents en Algérie ont également documenté l'utilisation de biomatériaux pour des applications spécifiques. Ainsi,(**Ayat. et al. 2021**)ont employé des procédés de bio-coagulation pour éliminer les colorants et réduire la DCO à partir d'extraits de plantes (**Benaissa et al. 2021**)ont étudié le biomatériau de luffa pour l'élimination des colorants, tandis que (**Benalia et al. 2023**)ont exploré l'utilisation de protéines extraites de feuilles de chêne pour traiter les eaux usées. L'usage de matières naturelles telles que l'Aloé Vera a également montré des résultats encourageants avec une réduction significative de la turbidité d'eaux usées provenant de stations de traitement de l'eau potable (**Benalia et al. 2021**). De plus,(**Choumane et al. 2021**)ont mis en évidence le potentiel des épluchures de pommes de

terre comme biofloculant efficace pour le traitement des eaux usées. D'autres travaux ont montré que la combinaison de la sciure de bois avec des polymères naturels permet d'éliminer certains contaminants des eaux usées avec un rendement de 94,31 % (**Sadoun et al. 2023**). Ces études mettent en lumière l'intérêt des biomatériaux, tout en soulignant la nécessité d'adapter ces solutions aux conditions environnementales et socio-économiques propres aux régions semi-arides (**Debabeche et al. 2022**).

C'est dans ce contexte que s'inscrit la présente étude. Elle vise à évaluer le potentiel d'utilisation de biomatériaux abondants et locaux comme coagulants et floculants au sein de la station d'épuration dans la localité de Mécheria dépendant de la région de Naama (Sud-Ouest de l'Algérie). Caractérisée par son climat aride, cette région fait face à d'importants enjeux environnementaux, notamment en matière de gestion des ressources hydriques confrontées à une sécheresse persistante et à une dégradation progressive des terres (**Benaradj et al., 2020**). Dans ce contexte, le recours aux eaux usées traitées pour l'irrigation représente une solution prometteuse afin de répondre à ces enjeux (**Youcefi et al, 2024**). En outre, l'intégration de biomatériaux, dans le processus de traitement, pourrait offrir une alternative écologique aux coagulants chimiques traditionnels. Ces matériaux, dérivés de sources naturelles sont souvent facilement disponibles, biodégradables et rentables (**Sharma et al. 2011**). Dans le cadre de la présente étude, les biomatériaux sélectionnés, pour les examens expérimentaux, sont les extraits d'agave (AgEx) et d'*Opuntia* locales (OpEx), les épiluchures de pommes de terre (PP) et la sciure de bois (SD).), ainsi que le charbon actif phosphaté en poudre (PPAC) spécifiquement développé pour cette étude, composé d'un charbon à base d'épiluchures de pomme de terre activé chimiquement en tant que cinquième élément de l'expérimentation. Les plantes *Agave* et *Opuntia*, particulièrement adaptées aux conditions arides, présentent un fort potentiel pour la mise en place de systèmes de filtration naturels. Des études ont, par exemple, démontré l'efficacité d'*Opuntia ficus-indica* dans des applications de bio-remédiation, grâce à ses propriétés spécifiques facilitant l'épuration des eaux usées (**Nharingo and Moyo 2016**). Par ailleurs, l'*Agave* a démontré ses capacités d'élimination de divers polluants, renforçant ainsi son intérêt dans les procédés de traitement (**Hernández-Del Castillo et al. 2022**). L'abondance de ces plantes dans les régions arides, et en particulier en Algérie, contribue également à réduire les coûts liés à leur acquisition, ce qui en fait des solutions économiquement viables et durables (**Cross et al. 2021**), (**Kolya and Kang 2023**). Le choix d'intégrer le (PPAC) repose sur ses propriétés physico-chimiques exceptionnelles, notamment sa grande surface spécifique, sa porosité développée et sa capacité d'adsorption élevée, qui en font un agent efficace pour l'élimination de divers

polluants organiques et inorganiques présents dans les eaux usées. En outre, le (PPAC), est fabriqué à partir de biomasse renouvelable, ce qui en fait une alternative durable et économique aux coagulants chimiques traditionnels. Son intégration dans cette étude permet d'évaluer de manière exhaustive les performances combinées et distinctes des biomatériaux solides dans le contexte du traitement des eaux usées. Par ailleurs, le choix d'utiliser des matériaux dérivés de déchets locaux tels que les épluchures de pommes de terre (pour le (PPAC) et la sciure de bois comme agents coagulants et floculants, s'inscrit pleinement dans une démarche de développement durable. En valorisant cette biomasse renouvelable et disponible localement, il devient possible de réduire la dépendance aux coagulants chimiques importés, de minimiser les coûts et de renforcer l'engagement des communautés locales dans des pratiques respectueuses de l'environnement ((**Choumane et al 2017**), (**Abaas and Ali 2024**). Cette stratégie, qui tire parti de ces ressources, présente des bénéfices tant environnementaux qu'économiques, valorisant ainsi le traitement des eaux usées dans les régions arides de l'Algérie (**Drouiche et al. 2012**), (**Kherbache 2020**).

Ce document est structuré en deux parties complémentaires, visant à installer un cadre théorique solide et à présenter les contributions expérimentales.

Une première partie établissant le contexte scientifique et technique de l'étude. Elle sera dédiée à une synthèse bibliographique critique se rapportant à trois axes majeurs :

- Analyse de l'impact environnemental des eaux usées, des défis sanitaires associés, et des principes fondamentaux des procédés de traitement conventionnels.
- Étude approfondie des mécanismes de coagulation-floculation, une opération clé dans le traitement physico-chimique des eaux usées.
- Revue approfondie de l'utilisation des biomatériaux naturels comme agents alternatifs des coagulants et des floculants traditionnels dans le traitement des eaux usées, en mettant l'accent sur leur composition, leurs mécanismes d'action spécifique ainsi que les enjeux liés à leur durabilité environnementale.

La seconde partie, constituant le noyau central de cette recherche, présentera les travaux expérimentaux réalisés. Elle détaillera la méthodologie adoptée, la caractérisation précise des biomatériaux, ainsi que l'évaluation comparative de ces derniers, qu'ils soient sous forme liquide, solide ou synthétisée (notamment le PPAC). Cette démarche vise à déterminer leur potentiel réel et leur efficacité pour un traitement durable et écologique des eaux usées.

Chapitre I

Les eaux usées : Impact environnemental et solutions conventionnelles de traitement

Chapitre I : Les eaux usées : Impact environnemental et solutions conventionnelles de traitement

1.1 Introduction

La crise de l'eau, marquée à la fois par la raréfaction de la ressource et la dégradation croissante de sa qualité, figure parmi les grands défis du XXI^e siècle. Au cœur de cette problématique se trouve la pollution générée par les eaux usées, une source de contamination omniprésente et de plus en plus complexe à maîtriser. Ces effluents, issus de multiples origines domestiques, industrielles, agricoles et pluviales présentent une composition très variée, renfermant des polluants physico-chimiques (matières organiques, nutriments, métaux lourds), biologiques (agents pathogènes, bactéries résistantes aux antibiotiques), ainsi que des contaminants émergents (résidus de médicaments, microplastiques). Le rejet sans traitement adéquat engendre des conséquences sanitaires et environnementales sévères, nécessitant une gestion rigoureuse et des solutions d'épuration éprouvées. Face à cette urgence, le traitement des eaux usées s'impose comme une réponse essentielle. À l'échelle mondiale, les stations d'épuration (STEP) conventionnelles représentent la méthode la plus répandue et la plus éprouvée pour réduire la charge polluante des eaux avant leur rejet ou leur réutilisation. Ces installations, conçues pour traiter de grands volumes, reposent sur une succession de procédés physiques, chimiques et biologiques dont l'objectif principal est d'abaisser efficacement la Demande Biochimique en Oxygène (DBO₅) et les Matières en Suspension (MES), tout en éliminant les nutriments comme l'azote et le phosphore. Toutefois, malgré les performances reconnues de ce modèle conventionnel (prétraitement, traitement primaire, secondaire et tertiaire), il présente des limites notables, notamment une forte consommation énergétique et une efficacité réduite face aux polluants émergents.

Ce chapitre se propose d'analyser en profondeur la problématique de la pollution hydrique, en abordant successivement l'origine et la nature des différents types d'eaux usées et les effets de leur rejet sur la santé humaine et les écosystèmes. Dans un second temps, il se consacrera à l'exploration des principes et du fonctionnement des procédés conventionnels de traitement, incluant les traitements physiques et physico-chimiques, l'analyse approfondie des procédés biologiques, la description des traitements tertiaires avancés, et le focus sur la gestion des boues.

Chapitre I : Les eaux usées : Impact environnemental et solutions conventionnelles de traitement

I.2 Origine et type d'eau usées

Les eaux usées sont toutes les eaux des activités domestiques, agricoles et industrielles chargées en substances toxiques qui parviennent dans les canalisations d'assainissement. Elles englobent également les eaux de pluies et leurs charges polluantes, elles engendrent au milieu récepteur toutes sortes de pollution et de nuisance. Les eaux usées sont des eaux altérées par les activités humaines à la suite d'un usage domestique (eaux ménagères lessives, cuisine et bain ainsi que les eaux de vannes (WC), industriel, artisanal, agricole ou autre.

On peut classer comme eaux usées, les eaux d'origine urbaine constituées par les eaux ménagères (lavage corporel et du linge, lavage des locaux, eaux de cuisine) et les eaux vannes chargées des matières fécales et d'urines. Toute cette masse d'effluents est plus ou moins diluée par les eaux de lavage de la voirie et les eaux pluviales. Peuvent s'y ajouter suivant les cas des eaux d'origine industrielle et agricole. L'eau, ainsi collectée dans un réseau d'égout, apparaît comme un liquide trouble, généralement grisâtre, contenant des matières en suspension d'origine minérale et organique à des teneurs extrêmement variables.

I .2.1 Origine des eaux usées domestiques

Les eaux usées d'origine domestique ou eaux usées urbaines, représentent un rejet complexe et constant produit par les activités quotidiennes résidentielles et commerciales. Elles résultent de l'utilisation de l'eau pour les besoins sanitaires, la préparation des aliments, le nettoyage et la lessive. En général, elles sont constituées majoritairement d'eau (plus de 99 %), le reste est composé de matières dissoutes et en suspension responsables de leur charge polluante élevée et variable, caractérisée par des matières organiques, des solides en suspension et des nutriments (azote et phosphore) issus des déjections humaines et des détergents (**Gheraout et Elboughdiri, 2020**). Ces dernières années, la recherche a mis en évidence l'existence d'une nouvelle forme, de plus en plus importante de polluants dits « émergents », qui résistent au traitement conventionnels (**Chowdhury et al. 2025**).

Ces nouveaux polluants incluant des résidus de produits pharmaceutiques (par exemple, des antibiotiques et des anti-inflammatoires) et des produits de soins personnels (cosmétiques, microplastiques), représentent un problème majeur pour la santé environnementale et humaine (**Bouadil et al. 2025**). Leur présence dans les eaux de surface et souterraines montre la nécessité d'améliorer les processus de traitement pour faire face à cette nouvelle pollution des effluents.

Chapitre I : Les eaux usées : Impact environnemental et solutions conventionnelles de traitement

I.2.2 Origine des eaux usées industrielles

Les eaux usées d'origine industrielles diffèrent complètement des eaux domestiques en raison de leur origine et de leur composition, en relation directement du type d'industrie et des processus de fabrication utilisés. Elles résultent de nombreux de secteurs, compris entre des industries de transformation (agroalimentaire, textile, papeterie) et des industries lourdes (chimie, pétrochimie, métallurgie, minière). Leur difficulté réside dans leur manque d'homogénéité, tant en termes de volume que de nature des polluants. Contrairement aux eaux domestiques, les rejets industriels peuvent présenter des pH extrêmes, des températures élevées, une salinité importante, ainsi que des concentrations variables de polluants spécifiques tels que des métaux lourds (cadmium, plomb, mercure), des colorants, des composés phénoliques, des hydrocarbures, et d'autres substances organiques synthétiques qui sont souvent non biodégradables **(Yuan et al. 2021)**.

Le traitement de ces effluents est un enjeu environnemental majeur, particulièrement avec le durcissement des normes réglementaires ainsi que la nécessité de la réutilisation de l'eau. Le traitement de ces eaux usées particulières nécessite souvent des technologies avancées, et la recherche de méthodes innovantes, permettant d'améliorer l'efficacité des processus, tout en réduisant les coûts et l'impact environnemental **(Khan et al. 2023)** dans un contexte de la mondialisation et d'industrialisation rapide pour de nombreuses régions du monde.

I.2.3 Origine des eaux usées agricoles

Les eaux usées d'origine agricole représentent la troisième partie majeure de polluants hydriques, avec des caractéristiques et des défis différents des effluents domestiques et industriels. C'est une pollution principalement diffuse plutôt que ponctuelle, se produisant à la suite du ruissellement de surface et du drainage des terres agricoles, particulièrement après des événements pluvieux ou lors de l'irrigation. Elles sont chargées en solides en suspension (sédiments), en résidus de pesticides et d'herbicides appliqués sur les cultures ainsi qu'en nutriments (azote et phosphore) résultant de l'érosion des sols et de l'utilisation d'engrais. Une autre partie importante de la pollution agricole résulte des élevages intensifs, où les rejets sont riches en matières organiques, en agents pathogènes et en substances chimiques telles que les hormones et les antibiotiques **(Khan et al. 2022)**.

La pollution non-ponctuelle est souvent saisonnière des eaux d'origine agricole, elle les rend complexes à gérer. La pollution agricole est une cause majeure d'eutrophisation des

Chapitre I : Les eaux usées : Impact environnemental et solutions conventionnelles de traitement

lacs et des rivières, menaçant la biodiversité aquatique et la qualité de l'eau potable, en outre, la présence de micropolluants comme les pesticides et les résidus vétérinaires représentent des préoccupations de santé publique et environnementale **(Ebrahimi et al. 2021)**. Dans les régions semi-arides, la gestion de ces eaux usées est impérative pour la sécurité hydrique, leur traitement et leur potentielle réutilisation pour l'irrigation pourraient soulager la pression sur les ressources en eau douce tout en minimisant l'impact écologique **(Nouri et al. 2022)**.

I.2.4 Origine des eaux pluviales

Les eaux pluviales constituent un type d'effluent particulier, dont la gestion est un défi majeur dans le contexte de l'urbanisation et du changement climatique. Les eaux pluviales sont issues du ruissellement de surface sur les zones imperméables comme les toits, les routes, les trottoirs et les parkings lors de précipitations. En s'écoulant, elles entraînent une multitude de polluants accumulés sur ces surfaces, tels que, des métaux lourds (cadmium, plomb, zinc) issus de l'usure des véhicules, des matières en suspension, des hydrocarbures, des nutriments et des matières organiques **(Rana et al., 2021)**. Ces dernières années, la recherche a mis en évidence leur rôle en tant que composant significatif de microplastiques et de nouveaux contaminants urbains, soulignant des préoccupations de plus en plus importantes vis-à-vis de la qualité des écosystèmes récepteurs **(Mitrano et al., 2021)**.

Le traitement des eaux pluviales présente d'importantes difficultés en raison de leurs caractères non-ponctuel et très variable : de fortes précipitations surviennent sur une courte période, souvent après une longue période sèche, provoquent un "effet de chasse" qui concentre la charge polluante (le "premier flot"). Ce processus rend les systèmes de traitement conventionnels, conçus pour des débits continus, souvent inefficaces ou coûteux **(Zhang et al., 2023)**. En conséquence, la gestion des eaux pluviales est double : elle permet la maîtrise de la pollution qu'elles transportent pour protéger l'environnement, tout en préservant leur potentiel en tant que ressource hydrique non négligeable, notamment dans les régions arides où la récupération et la réutilisation sont cruciales pour la gestion durable de l'eau.

Chapitre I : Les eaux usées : Impact environnemental et solutions conventionnelles de traitement

I.3 Les caractéristiques des eaux usées

Les propriétés des eaux usées dépendent inévitablement des activités qui les produisent, il est donc impératif de les caractériser pour déterminer les technologies de traitement qui leur sont appropriées et prévoir leur impact sur les écosystèmes récepteurs. Elles sont composées par une combinaison de paramètres physiques, chimiques et biologiques qui constituent la complexité de leur mélange.

I.3.1 Paramètres physiques

Ces paramètres conditionnent directement le comportement des eaux usées et les processus de traitement. Le pH et la température sont importants, ils permettent le control de l'activité biologique, les réactions chimiques et la solubilité des substances.

La pollution particulaire est définie par des indicateurs clés qui sont la turbidité et la concentration en matières en suspension (MES). Elles sont souvent responsables de l'envasement des lits de cours d'eau, et de la réduction la pénétration de la lumière pour la photosynthèse, elles peuvent également interférer avec l'efficacité des processus de désinfection.

I.3.2 Polluants conventionnels

Les eaux usées sont principalement chargées de matières organiques et de nutriments. La charge organique est quantifiée par la Demande Biochimique en Oxygène (DBO_5), qui mesure la quantité d'oxygène consommée par les micro-organismes pour la dégradation de la matière organique biodégradable, et la Demande Chimique en Oxygène (DCO), qui mesure l'oxygène nécessaire à l'oxydation de toute la matière organique, biodégradable ou non. Ces paramètres sont très importants pour une indication éventuelle de pollution. De plus, les nutriments, notamment l'azote (N) et le phosphore (P), sont présents essentiellement dans les eaux usées d'origine domestique et agricole, agissant comme des agents d'eutrophisation majeurs des écosystèmes aquatiques (**Ghernaout et Elboughdiri, 2020**).

I.3.3 Polluants microbiens

Les eaux usées peuvent être chargé d'une grande variété d'agents pathogènes (bactéries, virus, protozoaires et helminthes) susceptibles de causer des maladies hydriques (comme le choléra et la typhoïde) en cas d'ingestion, représentant ainsi un risque sanitaire important. Les eaux usées sont parfois porteuses de gènes de résistance aux antimicrobiens (RAM) dont la dissémination dans l'environnement menace la santé publique à l'échelle mondiale (**Bouadil et al. 2025**).

Chapitre I : Les eaux usées : Impact environnemental et solutions conventionnelles de traitement

I.3.4 Polluants émergents et micropolluants

Enfin, l'évolution des pratiques industrielles et de consommation a permis l'émergence d'une nouvelle catégorie de contaminants. Ces micropolluants, présents à des concentrations très faibles, regroupent les résidus de produits pharmaceutiques (analgésiques, antibiotiques), les produits de soins personnels (filtres UV, parfums), des pesticides et des métaux lourds (plomb, cadmium, mercure) (**Khan et al, 2023**).

Parmi les polluant émergents, il ya l'existence des microplastiques, provenant de la dégradation de produits de consommation ou de fibres synthétiques (polyester, nylon). Ces microparticules peuvent bio-accumuler des toxines et être ingérées par la faune aquatique, provoquant ainsi des risques pour toute la chaîne alimentaire (**Yuan et al. 2021**), ce qui exige le développement de technologies de traitement spécifiques et avancées.

I.4 Impacts de la pollution hydrique

La gestion de l'eau est l'un des principaux défis du XXI^e siècle. La croissance démographique, l'urbanisation accélérée et l'industrialisation croissante exercent une pression sans précédent sur les ressources mondiales en eau, la pollution de l'eau devenant une crise aussi urgente que la pénurie d'eau. La dégradation de la qualité de l'eau entrave non seulement l'accès à cette ressource essentielle, mais menace également la santé humaine, l'équilibre des écosystèmes et le progrès socio-économique. Selon un rapport de l'ONU, des milliards de personnes vivent dans des zones touchées par la pénurie d'eau, et la pollution est citée comme un facteur aggravant cette situation, rendant l'eau impropre à la consommation et impropre à l'agriculture et à l'industrie (**UN-Water, 2023**).

La question est particulièrement préoccupante dans les pays en développement, où le problème de l'insuffisance des infrastructures de traitement des eaux usées fait rage. Les pays en développement sont confrontés à une triple menace : une pollution généralisée qui provient de l'agriculture, une pollution occasionnelle qui découle d'une industrialisation souvent mal réglementée, et surtout, un volume considérable d'eaux usées domestiques non traitées. Il y a là un cercle vicieux où la pollution des sources d'eau potable restreint encore plus les ressources déjà limitées, tout en accroissant les dangers pour la santé et l'environnement.

L'effet de cette pollution est varié et destructeur. En matière de santé publique, les décharges d'eaux usées contenant des micro-organismes pathogènes sont la principale cause de maladies d'origine hydrique, comme le choléra, la typhoïde et les diarrhées infantiles. Ces maladies entraînent des décès annuels de centaines de milliers de personnes, principalement dans les

Chapitre I : Les eaux usées : Impact environnemental et solutions conventionnelles de traitement

communautés rurales et défavorisées (OMS, 2023). En outre, la propagation de la résistance aux antimicrobiens (RAM) est favorisée par la contamination chimique et la présence de polluants émergents, comme les résidus d'antibiotiques (Bouadil et al., 2025), un enjeu de santé mondiale de plus en plus important. D'un point de vue environnemental, l'eutrophisation des plans d'eau est causée par la forte teneur en matières organiques et en nutriments des eaux usées non traitées, ce qui entraîne la prolifération d'algues toxiques et l'épuisement de l'oxygène dissous, créant ainsi des "zones mortes" qui détruisent la faune et la flore aquatiques (Yuan et al., 2021). Devant ces difficultés, il est essentiel de concevoir des solutions de traitement des eaux usées qui soient non seulement performantes, mais aussi rentables, faciles à mettre en place et adaptées aux conditions locales des pays en développement. Les méthodes traditionnelles, consommatrices d'énergie et de capital, ne sont pas toujours une alternative réaliste. C'est dans ce cadre que la recherche se dirige vers des solutions durables, comme la mise en valeur de biomatériaux en tant que coagulants et floculants. Notre recherche se présente comme une réponse à cette problématique en explorant une approche prometteuse pour traiter les eaux usées en utilisant des ressources naturelles abondantes, abordables et respectueuses de l'environnement. Cette solution est pertinente pour les régions qui font face à une pression hydrique et à des contraintes économiques.

I.5 La réutilisation des eaux usées

Face à l'accroissement du défi lié à la rareté de l'eau, la réutilisation des eaux usées se positionne comme un élément clé de la gestion durable et de l'économie circulaire de l'eau. La perception a évolué, considérant désormais les eaux usées non comme un déchet à éliminer, mais comme une ressource alternative précieuse dont le potentiel demeure largement sous-exploité à l'échelle mondiale. Selon les estimations, malgré l'importance de cette problématique, seulement 11 % des eaux usées à l'échelle mondiale sont actuellement réutilisées (UN-Water, 2023). La réutilisation de l'eau traitée est principalement destinée à l'irrigation agricole, qui représente près de 70 % de la consommation d'eau douce mondiale, mais elle trouve également des applications en expansion dans le refroidissement industriel, la recharge des nappes phréatiques et les usages urbains non potables (Ebrahimi et al. 2021).

Cependant, la réalisation de ce potentiel est entravée par des défis significatifs, en particulier les risques sanitaires et environnementaux associés à la présence continue d'agents pathogènes, de métaux lourds et de polluants émergents, même après les traitements initiaux. Les systèmes de traitement actuels sont souvent trop coûteux, énergivores et techniquement

Chapitre I : Les eaux usées : Impact environnemental et solutions conventionnelles de traitement

complexes, ce qui limite leur adoption à grande échelle, surtout dans les pays en développement où les besoins sont les plus pressants (Nouri et coll, 2022).

Bien que la réutilisation globale reste faible, certains pays se sont classés comme des leaders dans le domaine en raison de la forte nécessité et un réel savoir-faire. L'analyse des données de ces pays innovants, comme le montre le Tableau 1.1, révèle une relation directe entre un stress hydrique important et des investissements colossaux dans les infrastructures de traitement et de distribution. Singapour, même avec un espace et des ressources limitées, a pu réaliser le programme "NE Water", permettant de recycler les eaux usées traitées jusqu'à être potables. Ce succès est le résultat d'une politique nationale stricte, d'un cadre réglementaire solide et d'une technologie de pointe accompagnée de l'acceptabilité sociale de ces solutions (Singapour PUB, 2022). Les États-Unis, en particulier en Californie et en Floride, s'intéressent également au recyclage de l'eau pour faire face à la sécheresse chronique. Ces données montrent que la réutilisation de l'eau n'est pas seulement un enjeu environnemental, mais également une stratégie de sécurité nationale et économique. Cependant, la réutilisation des eaux usées est souvent basée sur des technologies avancées et des coûts d'investissement élevés, ce qui limite quelque peu sa faisabilité dans les pays en développement.

Tableau I.1 : Quelques pays leaders dans la réutilisation des eaux usées (Nouri et al, 2022)

Pays	% d'eaux usées traitées réutilisées	Principaux usages	Technologies clé	Facteurs de succès
Singapour	~ 40 %	Industries, recharge de nappes, usages non potables	Microfiltration, osmose inverse	Volonté politique, éducation publique,
Espagne	~ 15 %	Irrigation agricole	Traitements tertiaires	Climat semi-aride, politiques d'incitation
États-Unis	> 10 %	Irrigation, industrie, recharge d'aquifères	Traitements avancés	Fortes contraintes réglementaires et de sécheresse

I.6 Normes de rejets des eaux usées

La réglementation relative aux rejets d'eaux usées constitue un pilier fondamental dans la prévention de la pollution des ressources hydriques, en établissant un cadre légal strict ainsi que des normes précises pour préserver les milieux aquatiques récepteurs. Ces normes fixent des seuils maximaux pour divers paramètres physico-chimiques et microbiologiques (tels que la DCO, la DBO₅, les matières en suspension, le pH ou encore les métaux lourds),

Chapitre I : Les eaux usées : Impact environnemental et solutions conventionnelles de traitement

que les rejets doivent respecter avant d'être évacués dans la nature. En Algérie, ce cadre est principalement régi par le Décret exécutif n° 06-141 du 10 avril 2006, qui définit les règles techniques applicables aux rejets des eaux usées industrielles, domestiques et pluviales. Cette réglementation est renforcée par d'autres dispositions législatives et réglementaires destinées à préserver les ressources hydriques et à lutter contre les diverses formes de pollution environnementale (**Gheraout et Elboughdiri, 2020**).

L'objectif principal est d'obliger les entités génératrices de pollution, comme les industries et les collectivités, à adopter des systèmes de traitement performants. Toutefois, la mise en œuvre de ces normes nécessite des technologies souvent complexes et onéreuses, représentant un défi pour de nombreux opérateurs. Cette contrainte réglementaire stimule ainsi l'innovation et encourage la recherche de solutions de traitement alternatives, durables et économiquement accessibles, notamment par la valorisation de biomatériaux (**Khan et al. 2023**). Le tableau ci-dessous présente une comparaison entre les normes de rejet algériennes et celles de l'Union Européenne, souvent considérées comme une référence en la matière.

Tableau I.2 : Normes de Rejet des Eaux Usées

Paramètres	Normes Algériennes (Décret 06-141) [1]	Normes de l'Union Européenne (Dir.91/271/CEE)[2]
pH	6.5 - 8.5	6.0 - 9.0
DBO ₅ (mg /L)	30	25
DCO (mg /L)	120	125
Matières en suspension (MES) (mg/L)	30	35
Azote total (N) (mg /L)	30	10 ³ (pour des débits >10 000 p.e.)
Phosphore total (P) (mg /L)	5	1 (pour des débits >10 000 p.e.)
Graisses et huiles (mg/L)	15	/

[1] Les valeurs présentées correspondent à des moyennes indicatives. Le Décret exécutif n° 06-141 précise des normes distinctes selon le type de rejet (industriel, domestique, pluvial) et la nature du milieu récepteur. Les données mentionnées ici illustrent des cas généraux.

[2] Dans l'Union européenne, les normes varient en fonction de la taille de l'agglomération, exprimée en équivalents-habitants (p.e.), ainsi que de la classification des zones (sensibles ou non). Les valeurs indiquées concernent les agglomérations de plus de 100 000 p.e. situées en zones non sensibles. Les seuils pour l'azote total et le phosphore total dans l'UE ne sont pas appliqués de manière universelle, mais sont exigés dans les zones dites « sensibles » où le risque d'eutrophisation est avéré.

Chapitre I : Les eaux usées : Impact environnemental et solutions conventionnelles de traitement

I.7 Principes et Étapes des Procédés Conventionnels

Le traitement des eaux usées selon l'approche conventionnelle repose sur un enchaînement cohérent et complémentaire d'étapes, chacune étant spécifiquement conçue pour cibler un type de polluant particulier. L'efficacité globale d'une station d'épuration résulte de l'interaction et de la complémentarité entre ces différentes phases, dont la finalité est de transformer un effluent brut potentiellement dangereux en une eau apte à être rejetée dans l'environnement en toute sécurité, voire à être réutilisée dans certains contextes (UN-Water, 2023). Ce processus s'articule autour de trois grands objectifs : la réduction de la pollution particulaire, la dégradation de la matière organique, ainsi que l'élimination des nutriments et des agents pathogènes.

I.7.1 Schéma de principe d'une station d'épuration conventionnelle

Le fonctionnement d'une station d'épuration repose sur un enchaînement cohérent d'étapes visant à purifier les eaux usées de manière progressive. Les différentes étapes des effluents pollués dans la station d'épuration sont résumées sur la **figure I.1**

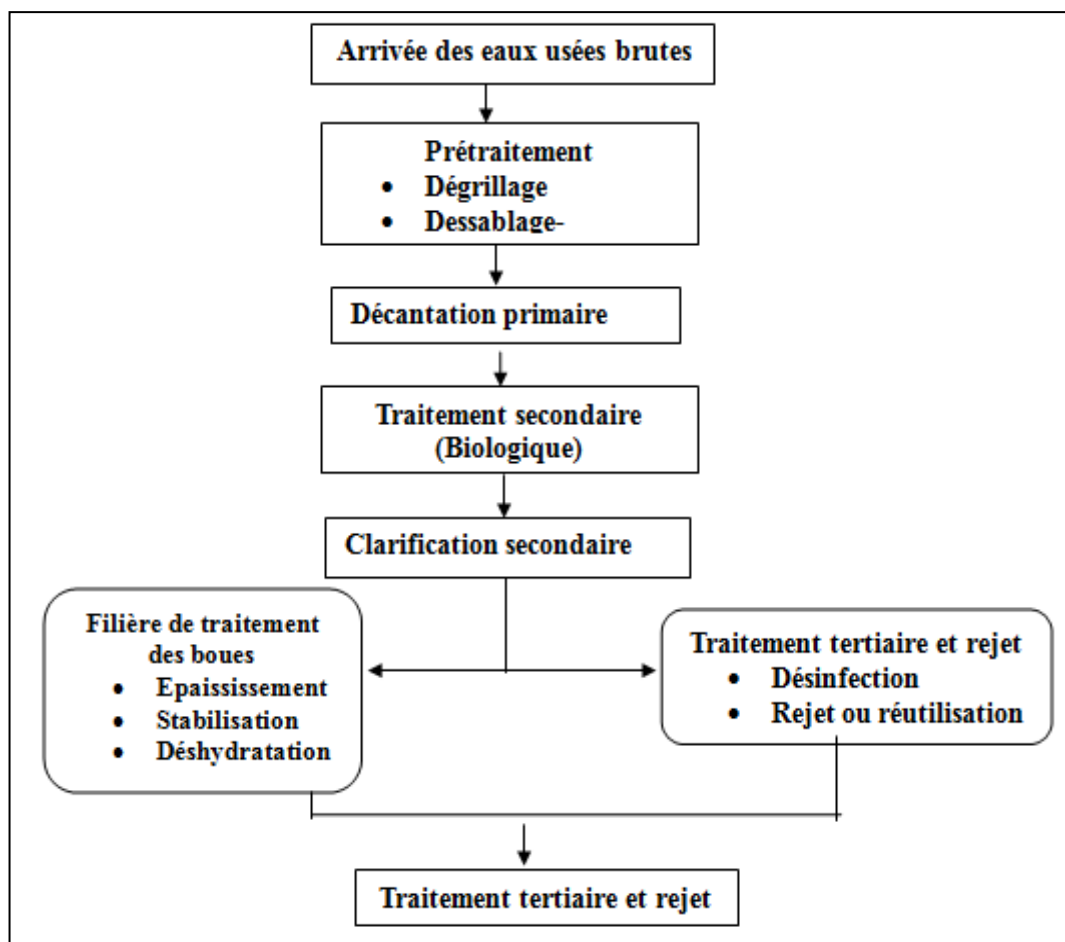


Figure I.1 : Schéma de principe d'une station d'épuration conventionnelle

Chapitre I : Les eaux usées : Impact environnemental et solutions conventionnelles de traitement

I.7.2 Les objectifs spécifiques de chaque étape

Les procédés physiques et physico-chimiques représentent la première barrière contre les pollutions présentes dans les eaux usées. Leur rôle est fondamental pour conditionner l'effluent avant les traitements biologiques plus complexes, en contribuant à optimiser leur performance. Ces traitements visent principalement l'élimination des matières solides et des impuretés non solubles, par des techniques mécaniques ou par des réactions chimiques ciblées.

I.7.2.1 Le prétraitement

Le prétraitement constitue la phase initiale du processus d'épuration des eaux usées. Il a pour objectif principal d'éliminer les éléments solides les plus grossiers susceptibles de nuire au bon fonctionnement des équipements en aval. Cette étape se décompose en trois opérations essentielles :

- **Le dégrillage**, qui intercepte les gros déchets (plastiques, bois, textiles, etc.) à l'aide de grilles aux mailles adaptées ;
- **Le dessablage**, qui permet, par sédimentation, de séparer les particules inertes lourdes telles que le sable et les graviers, limitant ainsi leur dépôt dans les ouvrages suivants ;
- **Le dégraissage**, qui fait appel à l'injection d'air ou à la flottation pour entraîner les graisses et huiles vers la surface, où elles sont ensuite récupérées par écrémage (**Yuan et al., 2021**).

L'efficacité de cette phase conditionne la performance globale de la station et contribue à la pérennité de ses équipements.

I.7.2.2 Le traitement primaire : la décantation

Faisant suite au prétraitement, le traitement primaire a pour fonction de diminuer la charge en matières en suspension (MES) ainsi qu'une part de la matière organique biodégradable. Il repose sur le principe physique de la décantation gravitaire, consistant à laisser les particules solides se déposer au fond d'un bassin appelé décanteur primaire. Bien que cette étape n'agisse pas sur les polluants dissous, elle permet d'éliminer efficacement entre 50 et 70 % des MES et de 25 à 50 % de la DBO₅. Elle allège ainsi considérablement la charge polluante à traiter dans les phases biologiques ultérieures. L'eau clarifiée est ensuite orientée vers le traitement secondaire, tandis que les boues accumulées dites boues primaires sont extraites et acheminées vers une filière spécifique de traitement des boues.

Chapitre I : Les eaux usées : Impact environnemental et solutions conventionnelles de traitement

1.7.2.3 La coagulation-floculation chimique

La coagulation-floculation est un procédé physico-chimique performant, fréquemment utilisé en complément du traitement primaire afin d'en renforcer l'efficacité, ou appliqué directement pour le traitement de certains effluents industriels spécifiques. Cette opération se déroule en deux temps :

- **La coagulation**, qui consiste à injecter un coagulant chimique généralement des sels métalliques à base d'aluminium ou de fer pour neutraliser les charges électriques des particules colloïdales et provoquer leur déstabilisation ;
- **La floculation**, durant laquelle un brassage lent favorise les collisions entre particules déstabilisées, permettant leur agrégation en flocs plus volumineux et plus denses.

Ces flocs peuvent ensuite être aisément séparés par décantation ou filtration (**Crini et al.2020**). Ce procédé est particulièrement efficace pour réduire les matières en suspension, la turbidité, la coloration et le phosphore, il sera traité en détail par la suite, il constituera une base essentielle pour évaluer la pertinence et l'efficacité des alternatives, notamment les coagulants et floculants d'origine naturelle, qui feront l'objet des chapitres suivants.

I.7.3 Les procédés de traitement biologiques (Traitement secondaire)

Le traitement biologique constitue l'élément central du processus d'épuration dans une station conventionnelle. Il joue un rôle essentiel dans la dégradation de la matière organique biodégradable et dans l'élimination des nutriments indésirables présents dans les eaux usées.

I.7.3.1 Principes de l'épuration biologique

L'épuration biologique repose sur l'exploitation des fonctions métaboliques de micro-organismes principalement des bactéries, mais aussi des protozoaires et des champignons capables de dégrader les polluants organiques contenus dans l'eau. Ces organismes utilisent la matière organique dissoute ou colloïdale, quantifiée notamment par la DBO₅ et la DCO, comme source de carbone et d'énergie. En décomposant cette matière, ils la transforment en nouvelle biomasse, en dioxyde de carbone et en eau. Ce processus peut être réalisé en conditions aérobies (en présence d'oxygène) ou anaérobies/anoxiques (en absence ou en faible présence d'oxygène), selon le type de traitement recherché. Outre la dégradation organique, ces mécanismes permettent également l'élimination des nutriments comme l'azote et le phosphore. La nitrification, réalisée en milieu aérobie, convertit l'ammoniac en nitrates ; tandis que la dénitrification, en milieu anoxique, réduit les nitrates en azote gazeux, relâché

Chapitre I : Les eaux usées : Impact environnemental et solutions conventionnelles de traitement

ensuite dans l'atmosphère (Crini et al., 2020). La performance de ces processus biologiques dépend étroitement de facteurs environnementaux tels que le pH, la température, l'apport en oxygène, ainsi que la disponibilité en nutriments essentiels à l'activité microbienne.

I.7.3.2 Les systèmes à boues activées

Le procédé à boues activées est la méthode biologique la plus largement utilisée dans le monde pour le traitement des eaux usées urbaines. Il repose sur deux éléments clés : un bassin d'aération et un clarificateur secondaire. Dans le bassin d'aération, les eaux usées sont mises en contact avec une biomasse microbienne en suspension appelée boues activées ou floccs microbiens dans un milieu riche en oxygène. Les micro-organismes présents y assimilent et dégradent les composés organiques polluants. Le mélange obtenu, appelé liqueur mixte, est ensuite dirigé vers le clarificateur secondaire. Dans cette unité, la séparation entre l'eau épurée et la biomasse s'effectue par décantation gravitaire. Une partie des boues décantées est recyclée vers le bassin d'aération afin de maintenir une concentration optimale de micro-organismes actifs (on parle de boues de recirculation), tandis que l'excédent est orienté vers la filière de traitement des boues. Ce système est très polyvalent et peut être décliné selon différents schémas d'exploitation, tels que les systèmes à aération prolongée ou les réacteurs discontinus séquencés (SBR), afin de répondre à des objectifs spécifiques de dépollution, y compris l'élimination renforcée de l'azote et du phosphore (Van Loosdrecht & Brdjanovic, 2022).

I.7.3.3 Autres procédés biologiques

En complément des systèmes à boues activées, d'autres procédés biologiques reposant sur des cultures fixées sont également employés, notamment pour leur robustesse opérationnelle et leur faible consommation énergétique dans certaines configurations. Parmi eux, on trouve :

- Les biofiltres ou lits bactériens (*trickling filters*), constitués d'un lit de matériaux supports (pierres, médias plastiques) sur lequel se développe un biofilm microbien. Les eaux usées sont distribuées en ruissellement à travers ce lit, assurant un contact direct entre les polluants et les micro-organismes fixés.
- Les disques biologiques rotatifs (DBR), qui sont formés de disques montés sur un axe horizontal et partiellement immergés dans les effluents. Leur rotation alternée entre air et eau favorise l'oxygénation du biofilm, tout en maximisant la surface disponible pour l'activité microbienne (Khatri & Vairavamorthy, 2022).

Chapitre I : Les eaux usées : Impact environnemental et solutions conventionnelles de traitement

Bien que ces procédés puissent parfois offrir des performances d'élimination légèrement inférieures à celles des systèmes à boues activées bien optimisés, ils présentent des atouts non négligeables, notamment une grande simplicité d'exploitation, une maintenance réduite et une meilleure résilience face aux fluctuations de charge hydraulique et organique.

I.7.4 Le traitement tertiaire (ou avancé)

Le traitement tertiaire, aussi appelé traitement avancé, constitue la dernière étape du processus de dépollution dans les stations d'épuration conventionnelles. Il joue un rôle clé dans l'atteinte de standards de qualité de l'eau élevés, au-delà de ce que permettent les traitements primaire et secondaire seuls.

I.7.4.1 Importance du traitement tertiaire

Le traitement tertiaire a pour objectif de parfaire la qualité de l'effluent en sortie de traitement secondaire. Son importance s'est accrue face à la raréfaction des ressources en eau douce et au renforcement progressif des exigences réglementaires en matière de rejet. Parmi ses fonctions principales figurent :

- L'élimination des particules en suspension résiduelles,
- La réduction complémentaire des nutriments tels que l'azote et le phosphore, partiellement éliminés lors des étapes biologiques,
- La désinfection, indispensable pour garantir la sécurité sanitaire, notamment en cas de réutilisation potentielle (**Khatri & Vairavamoorthy, 2022**).

De plus, dans un contexte de transition vers une économie circulaire et de sécurité hydrique renforcée, le traitement tertiaire devient crucial pour le retraitement des micropolluants (résidus pharmaceutiques, perturbateurs endocriniens, etc.) et la préparation des eaux usées à des usages de réutilisation, qu'ils soient directs ou indirects (**Nouri et al. 2022**).

I.7.4.2 Les procédés de filtration

La filtration constitue une étape physique essentielle dans le cadre du traitement tertiaire des eaux usées. Parmi les techniques les plus répandues figure la filtration sur sable, dans laquelle l'effluent est dirigé à travers un lit filtrant composé de sable ou d'autres matériaux granulaires (comme l'antracite). Ce processus permet de retenir les particules fines par des mécanismes combinés de tamisage, adsorption et floculation à l'intérieur du média filtrant. Cette méthode est particulièrement efficace pour réduire la turbidité et éliminer

Chapitre I : Les eaux usées : Impact environnemental et solutions conventionnelles de traitement

les matières en suspension résiduelles. Pour répondre à des exigences de qualité plus strictes, notamment en vue de la réutilisation de l'eau, des techniques de filtration membranaire sont mises en œuvre. Ces procédés comprennent : la microfiltration (MF), l'ultrafiltration (UF), la nanofiltration (NF), et l'osmose inverse (OI). Ces membranes agissent comme des barrières sélectives, capables de retenir non seulement les particules solides, mais aussi les bactéries, les virus, les sels dissous et certains micropolluants, en fonction de la finesse de leurs pores (**Crini et al. 2020**). Bien que très performantes, ces technologies membranaires présentent des coûts d'investissement et d'exploitation plus élevés, notamment en raison de leur forte consommation énergétique comparée aux systèmes de filtration granulaire.

I.7.4.3 La désinfection

La désinfection constitue la dernière étape du traitement tertiaire et revêt une importance capitale. Son objectif est de neutraliser ou d'éliminer les micro-organismes pathogènes notamment les bactéries, virus et protozoaires susceptibles d'avoir résisté aux traitements précédents. Plusieurs méthodes sont couramment utilisées :

- **La chloration** : largement répandue pour son coût abordable et son efficacité, consiste à ajouter du chlore ou des composés chlorés à l'eau. Toutefois, elle présente l'inconvénient de générer des sous-produits de désinfection (SPD), comme les trihalométhanes, potentiellement toxiques. Une étape de dé chloration est souvent nécessaire avant le rejet, afin de préserver les écosystèmes aquatiques.
- **Le traitement par rayonnement ultraviolet (UV)** : il constitue une alternative non chimique. Les rayons UV perturbent l'ADN des micro-organismes, les rendant incapables de se reproduire. Cette technique est efficace contre une large gamme d'agents pathogènes, n'entraîne pas la formation de SPD, et n'introduit aucun résidu chimique dans l'eau traitée.
- **L'ozonation** : elle est également très efficace pour la désinfection et la dégradation de certains micropolluants, en utilisant l'ozone (O_3) comme agent oxydant. Toutefois, cette méthode reste plus coûteuse et complexe à mettre en œuvre (**Yuan et al., 2021**).

Le choix de la méthode de désinfection repose sur plusieurs critères : les normes de rejet ou de réutilisation à respecter, les caractéristiques physico-chimiques de l'eau, ainsi que les considérations économiques et environnementales.

I.7.5 La gestion des boues d'épuration

La gestion des boues d'épuration représente un volet fondamental bien que souvent sous-estimé du fonctionnement des stations de traitement des eaux usées. En tant que principal sous-produit solide du processus d'épuration, leur traitement et leur valorisation posent des défis à la fois environnementaux et économiques majeurs.

I.7.5.1 Origine et enjeux

Les boues d'épuration sont des résidus semi-solides ou liquides générés à différents stades du traitement des eaux usées. Elles proviennent principalement des matières en suspension éliminées lors des phases de prétraitement et de traitement primaire (boues primaires), ainsi que de la biomasse microbienne excédentaire issue du traitement biologique secondaire (boues secondaires ou boues activées en excès). La gestion de ces boues est complexe en raison de leur volume élevé, leur forte teneur en eau, et leur composition hétérogène, incluant des matières organiques dégradables, des nutriments (azote, phosphore), mais aussi des micropolluants, métaux lourds, microplastiques et agents pathogènes (**Bouadil et al.2025**). Sur le plan économique, le traitement des boues peut représenter 30 à 60 % des coûts d'exploitation totaux d'une station d'épuration, ce qui en fait un poste budgétaire particulièrement significatif (**Nouri et al.2022**). Une gestion inadaptée peut entraîner de nombreuses conséquences négatives : nuisances olfactives, pollution des sols et des nappes phréatiques, ainsi que des risques sanitaires et environnementaux importants.

I.7.5.2 Les étapes de traitement des boues

Afin de rendre les boues d'épuration plus stables, moins volumineuses et plus sûres à manipuler, elles doivent subir une succession de traitements spécifiques :

- **Épaississement** : Cette étape initiale vise à réduire la teneur en eau des boues par des procédés physiques tels que la décantation gravitaire, la flottation ou l'épaississement mécanique. Elle permet de diminuer leur volume et d'optimiser les traitements ultérieurs.
- **Stabilisation** : Il s'agit d'un traitement clé destiné à limiter la putrescibilité, à réduire la charge pathogène et à atténuer les nuisances olfactives. La méthode la plus répandue est la digestion anaérobie, où la matière organique est décomposée par des bactéries en absence d'oxygène, générant du biogaz riche en méthane, valorisable sur

le plan énergétique. D'autres alternatives incluent la stabilisation aérobie (en présence d'oxygène) et la stabilisation chimique (notamment par ajout de chaux).

- **Déshydratation** : Après stabilisation, les boues sont déshydratées pour en réduire davantage le volume. Plusieurs technologies sont utilisées à cet effet, telles que la centrifugation, la filtration sous pression (filtre-presse), ou encore des procédés plus simples comme le séchage sur lits de sable. L'objectif est d'atteindre une teneur en matière sèche suffisante pour faciliter leur transport, leur stockage ou leur valorisation.

I.7.5.3 Valorisation des boues

La vision contemporaine de la gestion des boues d'épuration évolue : elles ne sont plus seulement perçues comme des déchets, mais de plus en plus comme des ressources valorisables. Plusieurs voies de valorisation peuvent être envisagées, en fonction de la qualité des boues traitées et des réglementations locales en vigueur :

- **Retour au sol (épandage agricole)** : Cette méthode consiste à utiliser les boues comme amendement organique pour les sols agricoles, grâce à leur richesse en nutriments (azote, phosphore) et en matière organique. Cette pratique est encadrée par des normes strictes visant à limiter les concentrations en métaux lourds, pathogènes et polluants émergents (**Khan et al. 2022**).
- **Production d'énergie** : Le biogaz issu de la digestion anaérobie peut être valorisé pour produire de l'électricité et de la chaleur, contribuant à l'autonomie énergétique des stations d'épuration. Par ailleurs, l'incinération des boues déshydratées permet également de récupérer de l'énergie, bien que cette option soulève des préoccupations en matière de pollution atmosphérique.
- **Compostage** : En associant les boues à des déchets verts ou autres matériaux structurants, il est possible d'obtenir, après compostage, un amendement organique stable utilisable en agriculture ou en aménagement paysager.
- **Valorisation en matériaux de construction ou en remblais** : Certaines recherches s'orientent vers l'intégration des boues dans des matériaux de construction (briques, céramiques, ciment) ou pour des usages en remblai, bien que ces filières soient encore peu développées et fortement encadrées réglementairement.

Le choix de la filière de gestion et de valorisation des boues constitue une décision stratégique, étroitement liée aux propriétés des boues, aux exigences réglementaires, aux

Chapitre I : Les eaux usées : Impact environnemental et solutions conventionnelles de traitement

considérations économiques et à l'acceptabilité sociale. Il reflète ainsi toute la complexité inhérente au processus global d'assainissement.

I.8 Conclusion

Ce chapitre a offert une analyse approfondie de la problématique liée à la pollution des eaux usées, marquée par la diversité complexe des polluants (physico-chimiques, biologiques, émergents) et par les risques importants pour la santé et l'environnement (maladies hydriques, eutrophisation). Face à ces défis, les procédés conventionnels de traitement (prétraitement, décantation, traitement biologique et tertiaire) constituent le socle de l'assainissement à l'échelle mondiale. Ils assurent une réduction fiable de la charge polluante principale et permettent de respecter les normes de qualité, tout en définissant les limites pour la réutilisation des eaux traitées. Néanmoins, cette étude a mis en lumière leurs contraintes majeures : des coûts d'investissement et d'exploitation énergétiques élevés, une gestion complexe et coûteuse des volumes importants de boues générées, ainsi qu'une efficacité limitée vis-à-vis des polluants émergents. Ces problématiques sont particulièrement critiques pour les pays aux ressources restreintes. Ainsi, le décalage persistant entre les exigences réglementaires et les capacités techniques, conjugué aux limites des systèmes traditionnels face aux nouveaux polluants, souligne l'urgence et la nécessité d'explorer et de déployer des solutions alternatives, plus durables, économiquement accessibles et moins consommatrices d'énergie, qui seront abordées dans les prochains chapitres.

Chapitre II

La coagulation-floculation : Principes et applications dans le traitement des eaux

Chapitre II : La coagulation-floculation : Principes et applications dans le traitement des eaux

II.1 Introduction

Dans le prolongement des procédés de traitement des eaux usées présentés au chapitre précédent, la coagulation-floculation s'impose comme une opération physico-chimique incontournable et largement utilisée dans les systèmes d'épuration. Elle joue un rôle central dans l'élimination des matières en suspension (MES), de la turbidité, de la couleur et des colloïdes, tout en contribuant activement à la réduction du phosphore. Ce procédé constitue une étape clé pour améliorer la clarification de l'eau et réduire la charge polluante avant le recours aux traitements biologiques ultérieurs. Ce chapitre vise à approfondir la compréhension du processus de coagulation-floculation en tant qu'étape clé du traitement des eaux usées. Il s'ouvrira par une présentation des principes fondamentaux qui régissent ce mécanisme physico-chimique. Ensuite, une analyse détaillée des coagulants et floculants chimiques conventionnels sera proposée, en mettant en lumière à la fois leurs atouts et leurs principales limitations

II.2 Principes fondamentaux de la coagulation-floculation

La coagulation-floculation constitue une étape clé dans de nombreux procédés de traitement de l'eau, qu'il s'agisse d'eaux usées ou d'eaux destinées à la consommation. Elle a pour principal objectif l'élimination des particules en suspension, des colloïdes, de la turbidité, de la couleur, ainsi que d'un ensemble de polluants dissous ou peu solubles qui ne peuvent être séparés efficacement par décantation simple. Ce procédé repose sur une succession de deux phases complémentaires : la coagulation, qui vise à destabiliser les particules colloïdales suivie de la floculation, destinée à favoriser leur agglomération en floccs plus volumineux et décanables (Crini et al., 2020).

II.2.1 Définitions et objectifs

La coagulation constitue la première phase du processus, au cours de laquelle des coagulants chimiques sont introduits dans l'eau afin de destabiliser les particules colloïdales et en suspension. Ces particules, généralement chargées négativement, ont tendance à se repousser mutuellement, ce qui empêche leur agglomération naturelle. L'ajout de coagulants neutralise ces charges et favorise leur rapprochement. La floculation, qui suit la coagulation, repose sur une agitation lente et contrôlée permettant aux particules destabilisées de se rencontrer, d'interagir et de s'agréger en structures plus volumineuses appelées floccs.

Chapitre II : La coagulation-floculation : Principes et applications dans le traitement des eaux

L'objectif principal de l'ensemble du processus est de convertir des particules fines, stables et dispersées en floccs suffisamment gros et denses pour pouvoir être aisément séparés de l'eau par des procédés tels que la sédimentation, la flottation ou la filtration.

II.2.2 Caractéristiques des particules en suspension et colloïdales

Les eaux usées renferment une grande diversité de particules solides, aux tailles et propriétés variées. Parmi elles, les particules colloïdales, dont la taille est généralement comprise entre 1 nm et 1 μ m, posent des défis particuliers. Trop petites pour décanter naturellement sous l'effet de la gravité, mais trop grosses pour être considérées comme dissoutes, elles forment une suspension stable difficile à éliminer. Cette stabilité s'explique principalement par la charge de surface négative qu'elles portent (dans la majorité des cas en milieu naturel ou usé), ainsi que par la présence d'une double couche électrique autour de chaque particule, comme le décrit la théorie DLVO. Cette double couche génère des forces de répulsion électrostatiques qui empêchent les particules de se rapprocher et de s'agglomérer spontanément.

Un paramètre clé pour évaluer cette stabilité est le potentiel zêta, qui reflète la charge nette en surface des particules. Plus cette valeur s'éloigne de zéro, plus la suspension est stable. À l'inverse, un potentiel zêta proche de zéro indique une suspension instable, favorable à la coagulation et à la formation de floccs (**Kamaleson et al. 2023**). La déstabilisation des particules colloïdales au cours de la coagulation peut résulter de plusieurs mécanismes physico-chimiques agissant de manière complémentaire, en fonction du type de coagulant utilisé et des conditions du milieu :

II.2.3 Notion de double couche électrique

La déstabilisation des particules par les coagulants peut se produire selon plusieurs mécanismes. Les colloïdes présents dans les eaux sont généralement porteurs de charges négatives. Pour neutraliser cette charge de surface, des ions positifs naturellement présents dans l'eau brute ou introduits volontairement sont attirés et viennent s'organiser autour des colloïdes, formant ainsi une structure électrochimique appelée double couche électrique. Plusieurs modèles théoriques ont été développés pour expliquer ce phénomène (**Bensadok, 2007**) :

Chapitre II : La coagulation-floculation : Principes et applications dans le traitement des eaux

- **Modèle de Helmholtz** : ce modèle postule qu'une couche unique d'ions positifs s'adsorbe uniformément à la surface du colloïde, assurant une neutralisation directe de la charge (appelée couche fixée).
- **Modèle de Gouy-Chapman** : ici, les ions positifs sont répartis de manière diffuse autour de la particule, formant une couche électrochimique graduelle, dont l'épaisseur dépend de la concentration ionique du milieu. La neutralité électrique n'est atteinte qu'à une certaine distance de la surface.
- **Modèle de Stern** : ce modèle hybride combine les approches précédentes. Il considère la double couche comme étant composée de deux parties : une couche interne compacte (les ions directement adsorbés à la surface du colloïde) et une couche externe diffuse, où les ions sont répartis selon une densité décroissante dans le liquide environnant.

Ces théories permettent de mieux comprendre le comportement des colloïdes dans les procédés de coagulation-floculation et d'optimiser les conditions de traitement pour favoriser l'agrégation des particules.

II.2.4 Potentiel Zêta

Un colloïde se définit par la présence de deux types de potentiels électrochimiques (**Haussonne, 2002**) : le potentiel thermodynamique, également appelé potentiel de Nernst et le potentiel zêta, ou potentiel électrocinétique. Le potentiel thermodynamique est localisée directement à la surface du colloïde. Bien qu'il soit conceptuellement important, il ne peut pas être mesuré facilement par des méthodes expérimentales classiques (**Haussonne, 2002**). Quant au potentiel zêta, il reste généralement négatif, conformément à la charge globale des colloïdes. Ce potentiel reflète le niveau d'interaction électrostatique entre les particules colloïdales et constitue un indicateur clé de leur stabilité dans la suspension. Contrairement au potentiel de Nernst, il est mesurable expérimentalement, notamment par la technique de l'électrophorèse (**Haussonne, 2002**). Le potentiel électrostatique généré autour d'une particule colloïdale diminue progressivement à mesure que l'on s'éloigne de sa surface. Il correspond à la valeur du potentiel électrique mesurée à la limite externe de la couche liée, là où commence la couche diffuse. Ce potentiel est celui qui subsiste lorsque la particule est en mouvement dans un fluide. Lorsqu'un champ électrique est appliqué, les particules portant un potentiel zêta négatif migrent naturellement vers l'électrode positive (**Siangsannun, 2010**).

Chapitre II : La coagulation-floculation : Principes et applications dans le traitement des eaux

Le potentiel zêta revêt une importance capitale car il conditionne le comportement électrocinétique des particules, c'est-à-dire leur mobilité, et détermine par conséquent leur stabilité colloïdale dans le milieu. Une suspension est généralement considérée comme stable lorsque le potentiel zêta est élevé (positif ou négatif), empêchant l'agglomération des particules. L'un des objectifs du procédé de coagulation est justement de réduire ce potentiel zêta, voire de l'annuler, afin de favoriser l'agrégation et la formation de flocs. La **figure (II.1)** représente les différentes couches et le potentiel électrique des particules colloïdales.

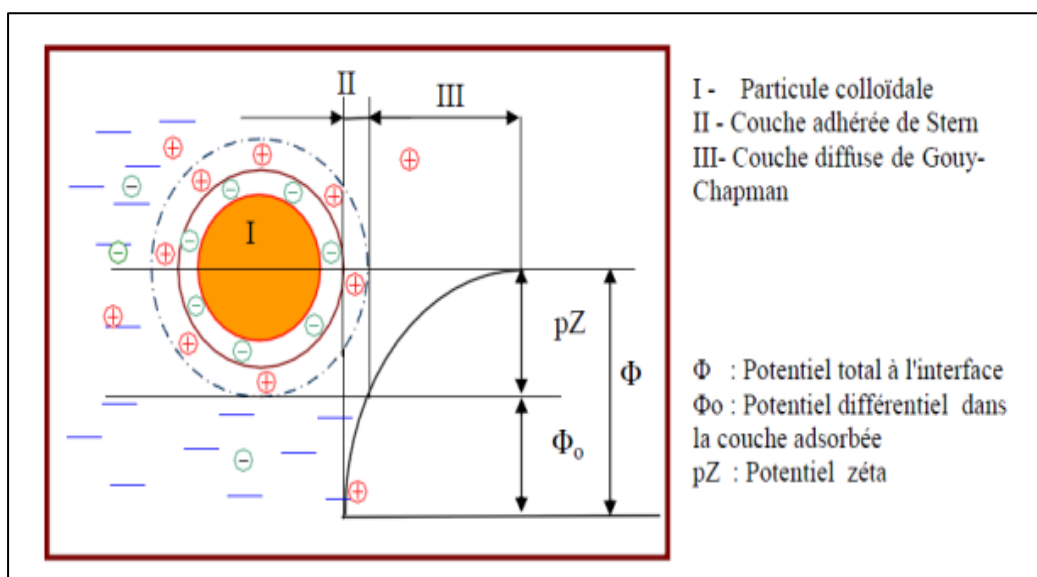


Figure II.1: Potentiel électrique de particules colloïdales (**Bensadok, 2007**)

II.2.5 Mécanismes de déstabilisation des suspensions colloïdales par la coagulation

Comme mentionné précédemment, les particules colloïdales sont généralement chargées négativement. En raison de cette même polarité, elles se repoussent mutuellement, ce qui maintient la suspension stable. Ces particules sont soumises à deux types de forces antagonistes -La force d'attraction de Van der Waals (**FA**) : elle dépend de la surface spécifique, de la masse des colloïdes et de la nature du milieu (**Hernández De León, 2006**).

La force de répulsion électrostatique (**FR**) : elle est liée aux charges de surface des colloïdes, et donc à leur potentiel zêta L'état du système colloïdal dépend de l'équilibre entre ces deux forces :

Si **FA** > **FR**, les particules peuvent s'agglomérer.

Si **FR** > **FA**, la répulsion prédomine, empêchant toute agrégation

Chapitre II : La coagulation-floculation : Principes et applications dans le traitement des eaux

L'énergie d'interaction totale (**E**) entre colloïdes résulte de la somme de l'énergie répulsive (**E_R**) induite par les forces électrostatiques et de l'énergie attractive (**E_A**) liée aux interactions de Van der Waals. Ces énergies sont directement proportionnelles aux forces (**F**) qui s'exercent entre les particules (**voir Figure II.2**)

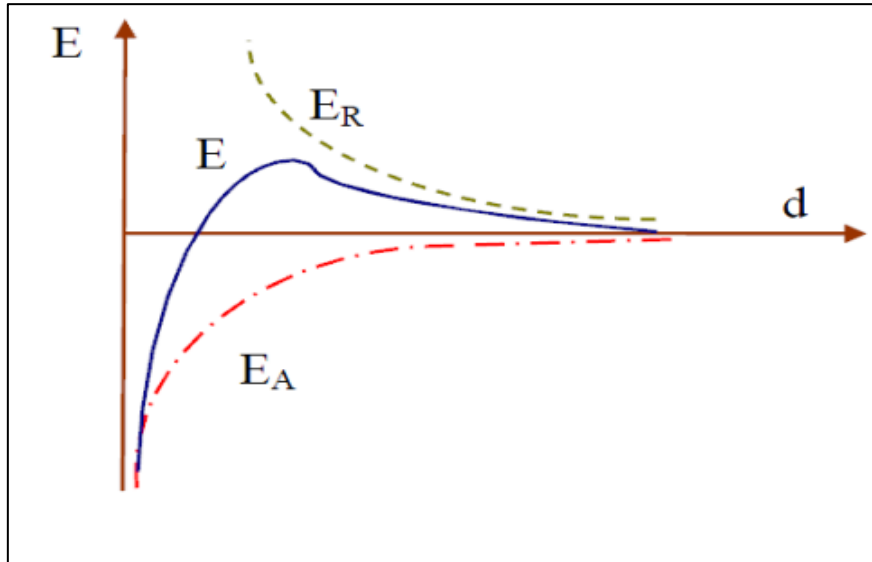


Figure II.2 : Energie d'interaction entre deux particules colloïdes en fonction de la distance (Hernández De León, 2006).

II.2.6 Mécanismes du processus de la coagulation

La déstabilisation des particules par les coagulants peut se produire selon plusieurs mécanismes :

II.2.6.1 Compression de la double couche électrique :

L'introduction d'électrolytes (notamment les coagulants) dans l'eau élève la concentration ionique de la solution, entraînant une réduction de l'épaisseur de la double couche électrique entourant les particules. Cette compression affaiblit les forces de répulsion électrostatique, permettant ainsi aux forces attractives de Van der Waals de prédominer, ce qui favorise l'agrégation des particules. (Hernández De León, 2006).

II.2.6.2 Adsorption et neutralisation des charges

Ce mécanisme consiste à introduire une quantité adéquate de cations (tels que les ions Al^{3+} ou Fe^{3+}), dans la solution afin de neutraliser la charge négative des particules colloïdales stables, par adsorption de ces cations à leur surface.

Chapitre II : La coagulation-floculation : Principes et applications dans le traitement des eaux

Cela neutralise la charge superficielle et réduit le potentiel zêta à des valeurs proches de zéro, éliminant ainsi la répulsion inter-particulaire. Cependant, un excès de coagulant, donc de cations, peut entraîner une adsorption excessive, inversant ainsi la charge des particules qui deviennent positivement chargées. Cette inversion de charge peut conduire à une re-stabilisation des colloïdes (**figure II.3**), compromettant ainsi le processus de coagulation (Crini et Badot, 2008) ;(Choy et al 2015).

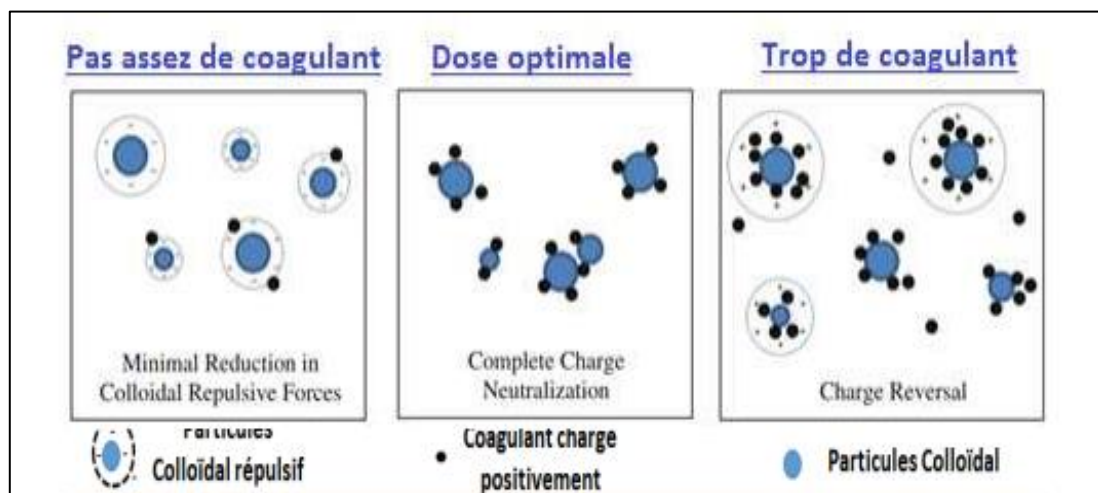


Figure II.3 : Coagulation floculation par neutralisation des charges (Choy et al 2015)

II.2.6.3 Pontage polymérique (bridging)

Ce mécanisme repose sur l'usage de polymères à haut poids moléculaire, qu'ils soient cationiques, non-ioniques ou anioniques, et dotés d'une structure linéaire. En présence de colloïdes, le polymère s'adsorbe à la surface de l'un d'eux par l'intermédiaire de ses groupes fonctionnels situés à l'une de ses extrémités. Les segments restants du polymère demeurent libres, ce qui lui permet de se fixer à d'autres particules colloïdales (**figure II.4**), créant ainsi un pontage entre plusieurs particules (Crini et Badot, 2008). Ce phénomène favorise la formation de flocs. Toutefois, une concentration excessive en polymères peut entraîner une re-stabilisation des colloïdes, en saturant leurs surfaces et en inhibant leur agrégation.

Chapitre II : La coagulation-floculation : Principes et applications dans le traitement des eaux

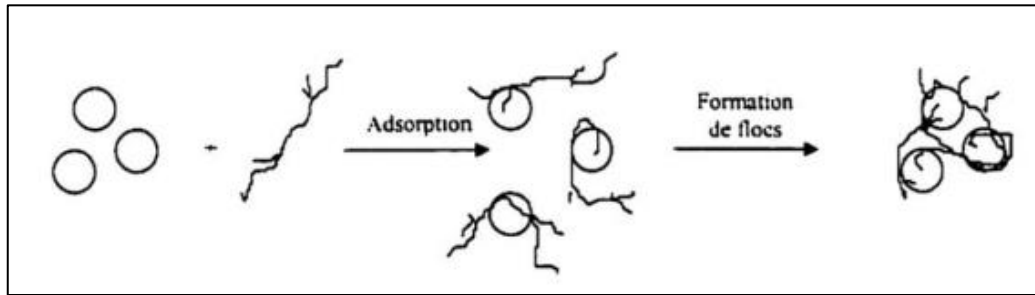


Figure II.4 : Pontage polymérique (bridging) (Crini et Badot, 2008)

II.2.6.4 Emprisonnement et piégeage des particules dans un précipité (sweep)

Lorsque des doses suffisantes de coagulants, tels que le sulfate d'alumine ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$) ou le chlorure ferrique (FeCl_3), sont ajoutées à l'eau, ils réagissent pour former un précipité chargé positivement. Ce phénomène se produit de manière optimale lorsque le pH de l'eau se situe dans une plage où la solubilité de ces sels est minimale (Crini et Badot, 2008). (figure II.5). Le précipité formé, communément appelé floc, entre alors en contact avec les particules colloïdales négativement chargées, qu'il emprisonne mécaniquement, agissant comme un "filet" ou "balai" piégeant les particules en suspension. Ces flocs, plus denses, sont ensuite éliminés par décantation, contribuant ainsi à la clarification de l'eau. (Lee et al., 2023).

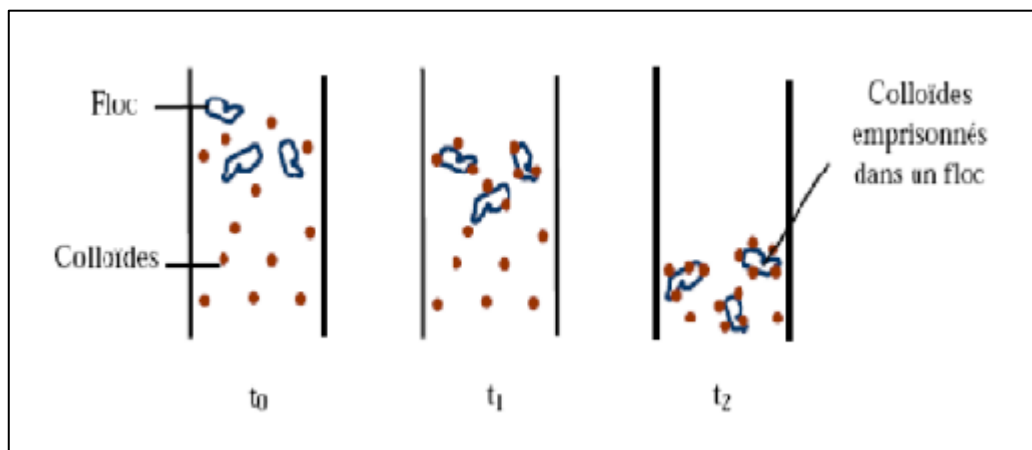


Figure II.5 : Floculation par balayage (Crini et Badot, 2008)

II.2.7 Mécanismes du processus de la floculation

Une fois les particules déstabilisées, la floculation permet leur agrégation en flocs plus volumineux, favorisée par différents types de collisions entre particules. On distingue principalement deux mécanismes :

Chapitre II : La coagulation-floculation : Principes et applications dans le traitement des eaux

Les collisions péricinétiques : Elles sont induites par le mouvement brownien des très fines particules. Ce type de collisions domine lors des phases initiales de la floculation, notamment pour la formation des micros floccs.

Les collisions ortho-cinétiques : Elles proviennent de l'agitation mécanique du fluide. Le gradient de vitesse dans le bassin de floculation provoque des déplacements différenciés entre particules, ce qui augmente la fréquence des collisions et favorise la croissance des microflocs en macroflocs, facilitant ainsi leur sédimentation. Toutefois, une agitation excessive peut entraîner la rupture des floccs déjà formés, compromettant l'efficacité globale du processus (Kamaleson et al. 2023).

II.3 Facteurs influençant l'efficacité de la coagulation-floculation

L'efficacité du processus de coagulation-floculation dépend de plusieurs paramètres essentiels, qui conditionnent la formation optimale des floccs et leur séparation :

- **pH de l'eau** : Il constitue un paramètre clé, car il influence directement l'état d'hydrolyse des coagulants métalliques, modifiant leur forme ionique et leur charge. Il affecte également la charge de surface des particules colloïdales ainsi que la conformation des polymères. Chaque coagulant présente ainsi une plage de pH optimale pour une performance maximale.
- **Turbidité et concentration en matières en suspension (MES)** : Une concentration élevée de particules offre une surface plus importante pour l'adsorption, mais requiert aussi une dose plus importante de coagulant pour assurer leur déstabilisation.
- **Température de l'eau** : Elle agit sur la viscosité du milieu, influençant la mobilité des particules, la fréquence des collisions browniennes, ainsi que les vitesses de réaction entre coagulants et polluants.
- **Nature et dosage du coagulant/floculant** : Le choix du type de coagulant et la précision du dosage sont fondamentaux. Un sous-dosage rend le traitement inefficace, tandis qu'un surdosage peut entraîner une re-stabilisation des colloïdes par inversion de charge ou produire des volumes excessifs de boues.
- **Intensité et durée de l'agitation** : Une agitation rapide initiale permet une dispersion homogène du coagulant, tandis qu'un brassage lent et prolongé lors de la floculation favorise la formation et la consolidation des floccs, sans les briser (Wang et al ; 2011).

Chapitre II : La coagulation-floculation : Principes et applications dans le traitement des eaux

II.4 Les Coagulants et flocculants chimiques conventionnels

La coagulation-floculation repose majoritairement sur l'utilisation de produits chimiques dont l'efficacité est largement éprouvée. Ces réactifs sont traditionnellement répartis en deux grandes catégories : les coagulants inorganiques et les flocculants polymères synthétiques. Malgré leur performance indéniable dans l'élimination des matières colloïdales et des impuretés fines, leur usage soulève des préoccupations environnementales, sanitaires et économiques, incitant à explorer des alternatives plus durables.

II.4.1 Les Coagulants inorganiques

Les coagulants inorganiques représentent les agents les plus largement utilisés dans les procédés de traitement des eaux usées, en raison de leur coût modéré, de leur disponibilité et de leur efficacité dans la neutralisation des charges colloïdales. Ils sont principalement constitués de sels métalliques d'aluminium et de fer.

Sels d'aluminium : Le sulfate d'aluminium (communément appelé alun, $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$) est l'un des coagulants les plus répandus. Son efficacité repose sur sa capacité à s'hydrolyser en solution aqueuse, générant des espèces cationiques polyvalentes telles que $\text{Al}(\text{OH})^{2+}$ ou $\text{Al}(\text{OH})_4^-$, qui neutralisent les charges négatives des colloïdes. À des concentrations plus élevées, l'alun précipite sous forme d'hydroxyde d'aluminium ($\text{Al}(\text{OH})_3$), un gel volumineux capable de piéger les particules fines par mécanisme de balayage (sweepflocculation) (**Criniet al., 2020**). Le chlorure de poly aluminium (PACL), coagulant pré-hydrolysé de formule générale $\text{Al}_3(\text{OH})_3\text{Cl}_{3n-m}$, présente l'avantage d'être plus stable en solution et d'agir efficacement sur une plus large plage de pH.

Sels de fer : Le chlorure ferrique (FeCl_3) et le sulfate ferreux (FeSO_4) sont également largement employés. Leur mécanisme d'action est similaire à celui des sels d'aluminium, via la formation d'espèces cationiques et de précipités d'hydroxydes ferriques ($\text{Fe}(\text{OH})_3$). Ils présentent une bonne efficacité sur une gamme de pH étendue et sont particulièrement appréciés pour l'élimination du phosphore, ainsi que dans le traitement des eaux de surface (**Zeng et al. 2021**).

Chapitre II : La coagulation-floculation : Principes et applications dans le traitement des eaux

II.4.2 Les Floculants polymères synthétiques

Depuis plusieurs décennies, de nombreux polymères synthétiques sont employés comme adjuvants aux sels métalliques afin d'améliorer les performances du processus de coagulation-floculation (**Ahmed et al., 2008**) en favorisant la formation de floccs plus volumineux, plus denses et plus stables. Ils sont généralement utilisés en synergie avec des coagulants inorganiques, bien que certains puissent agir seuls dans certaines conditions de traitement. Ces floculants organiques commerciaux se présentent généralement sous forme de polymères solubles dans l'eau, à structure linéaire ou ramifiée, et sont majoritairement de nature cationique. Leur unité de base repose sur divers monomères, tels que l'acrylamide ou l'acide acrylique (**figure II.6**). Dans la grande majorité des cas, ces polymères sont issus de ressources fossiles non renouvelables, notamment de dérivés pétrochimiques. Selon la nature de leur charge, on distingue plusieurs types :

- **Polymères cationiques** : Ces floculants portent des charges positives qui interagissent efficacement avec les particules colloïdales généralement chargées négativement. Ils sont particulièrement adaptés à la neutralisation de la charge de surface des particules, mais aussi à l'agglomération des micro-organismes tels que les bactéries et les algues. Grâce à leur forte affinité pour les colloïdes, ils sont souvent utilisés à des doses très faibles, voire comme unique agent de traitement dans certaines applications spécifiques.
- **Polymères anioniques et non-ioniques** : Leur action repose essentiellement sur le mécanisme de pontage polymérique. Les longues chaînes moléculaires de ces polymères s'adsorbent simultanément sur plusieurs particules, favorisant ainsi leur agrégation. Ce mécanisme permet la formation de floccs volumineux et robustes, facilitant leur séparation par décantation ou filtration (**Crini et al., 2020**).

Ces floculants se distinguent par leur efficacité à très faible concentration, ce qui en fait des agents économiques et puissants dans le traitement physico-chimique des eaux. Toutefois, leur non-biodégradabilité et les risques liés à certains résidus dans l'environnement soulèvent des enjeux de durabilité.

Chapitre II : La coagulation-floculation : Principes et applications dans le traitement des eaux

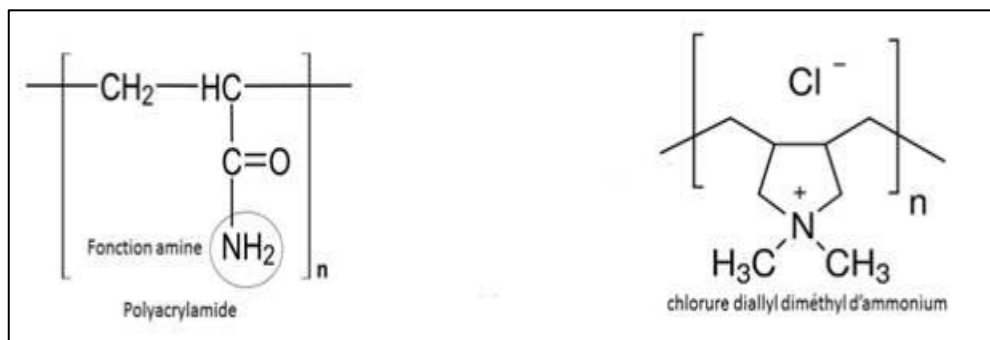


Figure II.6 : Structure chimique de deux polymères : polyacrylamide et chlorure diallyldiméthyl d'ammonium (Suopajärvi et al., 2014).

Un floculant peut, à lui seul, jouer un rôle déterminant dans le processus de coagulation-floculation, en assurant à la fois la déstabilisation et l'agrégation des particules présentes dans l'effluent. Par ailleurs, les floculants synthétiques peuvent également être utilisés en synergie avec des coagulants métalliques afin d'optimiser le rendement du processus. Leur principal atout réside dans leur capacité à structurer les floes formés et à en accroître la taille. Ainsi, (Amuda et Amoo (2007) ont démontré l'efficacité du traitement des eaux usées provenant de l'industrie des boissons en combinant le chlorure ferrique avec un floculant à base de polyacrylamide. L'ajout de $25 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de polyacrylamide a permis d'améliorer la performance du traitement d'un facteur 3,5 dans les mêmes conditions de pH. De manière générale, l'association de floculants synthétiques avec les coagulants traditionnels permet d'améliorer significativement l'efficacité du traitement des effluents, tant en termes de qualité de l'eau que de gestion des sous-produits.

II.4.3 Limitations des coagulants chimiques conventionnels

Malgré leur efficacité éprouvée, les coagulants et floculants chimiques classiques soulèvent plusieurs problématiques majeures, tant sur le plan environnemental qu'économique, justifiant l'exploration de solutions alternatives plus durables :

Production importante de boues : L'un des principaux inconvénients de la coagulation chimique réside dans la quantité importante de boues générées. Celles-ci, constituées à environ 95 % d'eau et de précipités d'hydroxydes métalliques, sont difficiles à déshydrater, ce qui complexifie leur traitement.

Chapitre II : La coagulation-floculation : Principes et applications dans le traitement des eaux

La gestion de ces résidus (épaississement, stabilisation, déshydratation, élimination ou valorisation) représente une charge économique et logistique conséquente pour les stations d'épuration (Yuan et al, 2021).

Risques environnementaux et sanitaires : L'éventuelle présence de résidus d'aluminium dans l'eau traitée suscite des préoccupations quant à ses impacts sur la santé humaine (maladie d'Alzheimer) (Banks et al., 2006).et la biodiversité aquatique. De plus, les polymères synthétiques utilisés comme floculants, du fait de leur faible biodégradabilité, peuvent s'accumuler dans l'environnement, posant ainsi des problèmes à la fois sanitaires et écotoxiques avec des effets à long terme encore insuffisamment maîtrisés. En effet, certains monomères résiduels tels que le formaldéhyde, l'acrylamide ou la di méthylamine sont reconnus pour leur toxicité, leur potentiel neurotoxique, voire leur caractère cancérigène. (Freitas et al., 2018).

Coûts élevés : Outre le coût intrinsèque des produits chimiques, notamment des polymères de synthèse, la gestion des boues induit des dépenses additionnelles significatives. Ces contraintes économiques sont particulièrement sensibles dans les pays en développement ou les collectivités disposant de moyens limités. Face à ces limites, la recherche s'oriente de plus en plus vers des solutions de substitution, notamment les biomatériaux, qui apparaissent comme des alternatives écologiquement et économiquement plus intéressantes.

Dépendance aux ressources non renouvelables : un frein à la durabilité l'un des problèmes majeurs des coagulants chimiques conventionnels réside dans leur origine, incompatible avec les principes de durabilité. Leur fabrication dépend fortement de ressources non renouvelables, issues de l'extraction minière ou de la pétrochimie.

Les coagulants inorganiques, comme les sels d'aluminium et de fer, proviennent de minerais tels que la bauxite et le minerai de fer. Leur extraction est énergivore et engendre d'importants impacts environnementaux (érosion des sols, perte de biodiversité, consommation d'eau). Quant aux floculants synthétiques, ils sont fabriqués à partir de dérivés pétrochimiques, impliquant une forte empreinte carbone et une dépendance au marché des hydrocarbures. Cette dépendance compromet les objectifs environnementaux du traitement des eaux usées. d'où l'importance d'explorer des alternatives renouvelables comme les biomatériaux, plus compatibles avec une approche durable de l'assainissement (Crini et al. 2020).

Chapitre II : La coagulation-floculation : Principes et applications dans le traitement des eaux

II.5 Conclusion

Ce chapitre a permis d'analyser le rôle essentiel de la coagulation-floculation en détaillant les mécanismes physico-chimiques qui régissent ce processus d'épuration. L'examen des coagulants et floculant couramment employés a démontré l'efficacité de cette technique, tout en révélant ses limites inhérentes. Il ressort de cette étude qu'une sélection rigoureuse des produits en fonction des caractéristiques spécifiques des eaux usées est primordiale. Ces connaissances fondamentales Ces bases théoriques et pratiques ouvrent ainsi que la voie à la recherche de solutions innovantes et durables pour optimiser les filières d'épuration de l'eau.

Chapitre III

Les Biomatériaux au service du traitement des eaux usées

III.1 Introduction

L'intérêt pour les biomatériaux en tant qu'alternatives écologiques dans le traitement des eaux s'est fortement accru ces dernières années (**Lee et al , 2023**). Issus de sources végétales (telles que *Moringa oleifera* ou *Opuntia ficus-indica*), animales (notamment le chitosane) ou microbiennes (biofloculants), ces matériaux naturels suscitent un intérêt grandissant en raison de leur biodégradabilité, de leur innocuité, de leur renouvelabilité et de leur capacité à réduire la production de boues et les impacts environnementaux associés. Leur efficacité comme agents coagulants ou floculants dépend cependant de multiples facteurs, incluant la composition de l'eau à traiter, le pH, la dose et surtout la préparation spécifique du biomatériau (**Hamad et al, 2022**). Dans de nombreux cas, des traitements physiques ou chimiques complémentaires sont nécessaires pour optimiser leurs propriétés et assurer une performance comparable aux produits conventionnels (**Rocher, V, 2008**). Ce chapitre se concentre sur l'essor des biomatériaux biosourcés comme solutions naturelles innovantes, en détaillant leur classification, leurs mécanismes d'action, ainsi que les approches de préparation et d'optimisation visant à renforcer leur efficacité. Sont également examinés les avantages techniques, économiques et environnementaux, ainsi que les contraintes opérationnelles relatives à leur utilisation à l'échelle industrielle. Cette analyse fournit un cadre exhaustif pour guider les évaluations expérimentales ultérieures présentées dans les chapitres suivants.

III.2 Émergence des biomatériaux comme agents coagulants/floculants naturels

L'évolution vers un traitement des eaux plus durable a stimulé l'intérêt pour des alternatives écologiques aux coagulants chimiques classiques. L'intérêt pour les biomatériaux découle de leur compatibilité avec les principes de durabilité. D'origine naturelle, souvent issus de résidus agricoles ou agroalimentaires, ils présentent plusieurs avantages : biodégradables, non toxiques, renouvelables et disponibles en grande quantité. Leur utilisation permet ainsi de réduire l'empreinte environnementale du traitement des eaux tout en maintenant une bonne efficacité (**Zeng et al, 2021**).

III.3 Classification et origine des biomatériaux Coagulants/Floculants

Les biomatériaux employés comme coagulants ou floculants se distinguent par leur diversité, et peuvent être classés en trois grandes catégories selon leur origine :

1. **Origine végétale** : C'est la source la plus explorée. Elle comprend des extraits de graines (*Moringa oleifera*, *Strychnos potatorum*), de plantes comme le cactus (*Opuntia ficus-indica*), ou encore des substances naturelles telles que l'amidon, les tanins et les protéines issues de légumineuses. Les composants actifs sont en général des polysaccharides ou des protéines.
2. **Origine animale** : Le chitosane en est le principal représentant. Ce biopolymère est obtenu à partir de la chitine présente dans les carapaces de crustacés (crevettes, crabes), constituant un sous-produit valorisable de l'industrie agroalimentaire.
3. **Origine microbienne** : Certaines bactéries, levures ou champignons produisent naturellement des exo-polysaccharides (EPS) ou des protéines floculantes, appelés biofloculants microbiens, capables d'agglomérer efficacement les particules en suspension.

III.4 Mécanismes d'action des biomatériaux en fonction de leur nature chimique

Les biomatériaux agissent selon des mécanismes analogues à ceux des coagulants classiques, notamment la neutralisation des charges et le pontage polymérique. Toutefois, leur efficacité et le mécanisme prédominant dépendent étroitement de leur structure chimique et de leur composition moléculaire.

III.4.1 Neutralisation de charge par les protéines cationiques

Les coagulants de cette catégorie sont des protéines, constituées de chaînes d'acides aminés. Leur efficacité repose principalement sur la présence de résidus cationiques comme la lysine ou l'arginine, qui confèrent une charge positive globale aux protéines à des pH usuels de traitement. Ces protéines agissent principalement par neutralisation de charge. En se fixant à la surface des particules colloïdales chargées négativement, elles réduisent le potentiel Zêta et les forces de répulsion électrostatique. Cela favorise alors l'action des forces attractives de Van der Waals, menant à la déstabilisation de la suspension et à l'agrégation des particules (**Wijesinghe et al. 2024**). Ce mécanisme est particulièrement efficace pour éliminer la turbidité et les particules fines. Les protéines cationiques issues des graines de *Moringa oleifera* représentent l'un des exemples les plus documentés. Leur efficacité dans la clarification de l'eau et l'élimination des micro-organismes en fait un coagulant naturel de premier plan.

III.4.2 Pontage polymérique et neutralisation de charge par les polysaccharides

Les biomatériaux de cette catégorie sont des polysaccharides, c'est-à-dire des polymères constitués de longues chaînes de sucres. Leur performance en tant qu'agents coagulants ou flocculants dépend fortement de leur poids moléculaire et de la présence de groupes fonctionnels ionisables, tels que les groupements amines ou hydroxyles. Le mécanisme principal est le pontage polymérique. Les chaînes longues et flexibles des polysaccharides peuvent s'adsorber sur plusieurs particules colloïdales à la fois, formant ainsi des liaisons inter-particulaires qui favorisent la formation de floccs de grande taille. Ce mode d'action est particulièrement adapté aux suspensions diluées, où les particules sont dispersées. Lorsque ces polysaccharides portent également des charges (comme c'est le cas pour les groupes amines du chitosan en milieu acide), ils peuvent en plus agir par neutralisation de charge, renforçant ainsi la déstabilisation des colloïdes (El-Naggar et al, 2023). Le chitosan, dérivé de la chitine présente dans les carapaces de crustacés, est un exemple emblématique. Il combine les effets de neutralisation électrostatique et de pontage polymérique. D'autres polysaccharides issus de sources végétales, comme le mucilage du figuier de Barbarie (*Opuntia ficus-indica*) ou les extraits d'amidons naturels, agissent principalement par pontage entre particules.

III.4.3 Mécanismes complémentaires : complexation, piégeage et pontage par les polyphénols et autres composés

Cette catégorie regroupe des biomatériaux comme les tanins, riches en groupes hydroxyles (-OH) fixés sur des structures aromatiques. Elle inclut également d'autres composés naturels capables d'interagir physiquement ou chimiquement avec les polluants. Ces biomolécules agissent selon des mécanismes variés et souvent synergiques. Les polyphénols, notamment les tanins, possèdent une forte affinité pour les métaux grâce à leurs nombreux groupes hydroxyles, leur permettant de former des complexes (Pinho et al, 2024). Leur structure macromoléculaire leur confère également une capacité de pontage entre particules. D'autre part, certains biomatériaux, comme le mucilage d'*Opuntia ficus-indica* à concentration élevée, créent des structures gélatineuses qui piègent physiquement les particules en suspension. Les extraits de tanins suscitent un intérêt croissant en traitement des eaux usées pour leur efficacité dans l'élimination de la couleur, des matières organiques dissoutes et des métaux lourds.

III.5 Préparation physique et conditions de stockage

L'efficacité d'un biomatériau en tant qu'agent coagulant ou floculant ne repose pas uniquement sur leur composition chimique intrinsèque, mais dépend également de manière cruciale des traitements physiques, qui visent à en faciliter l'utilisation, à préserver ses propriétés actives et à optimiser les étapes d'extraction.

Séchage : Le séchage constitue une phase essentielle permettant de prolonger la durée de conservation et de faciliter le broyage. Plusieurs méthodes existent :

- Le séchage à l'air libre, économique et accessible, présente l'inconvénient d'être lent et dépendant des conditions climatiques.
- Le séchage en étuve est plus rapide, mais nécessite un contrôle rigoureux de la température afin d'éviter la dénaturation des biomolécules, notamment des protéines.
- La lyophilisation, bien que plus coûteuse, est la méthode la plus efficace pour conserver l'intégrité des composés thermosensibles, en particulier pour des applications de haute performance (**Wijesinghe et al., 2024**).

Broyage et tamisage : Après séchage, la matière première est réduite en poudre fine par broyage, ce qui augmente la surface spécifique et améliore l'efficacité de l'extraction. Le tamisage permet d'obtenir une granulométrie homogène, garantissant la reproductibilité et la régularité des performances lors des essais.

Stockage : Un stockage adéquat est indispensable pour préserver les propriétés des biomatériaux. Ils doivent être conservés à l'abri de la lumière, de l'humidité et de la chaleur, dans des contenants hermétiques, afin de limiter l'oxydation ou la dégradation des substances actives au fil du temps.

III.6 Optimisation des biomatériaux : Traitements de modification chimique et d'immobilisation

III.6.1 Généralités :

La demande croissante du marché pour des floculants hautement performants dans le domaine du traitement des eaux usées a stimulé les recherches visant à développer des polymères bio-sources modifiés. Ces travaux ont conduit à l'émergence de nouveaux matériaux fonctionnalisés présentant un fort potentiel en raison de leurs propriétés physico-chimiques optimisées et de leur efficacité accrue dans les procédés de dépollution (**Lee et al. 2012**). La fonctionnalisation des biopolymères constitue une approche clé pour améliorer leur performance. Elle permet de modifier les macromolécules qui, à l'état natif, ne possèdent pas

ou peu de groupes ionisables, notamment cationiques, indispensables à une déstabilisation électrostatique efficace des particules colloïdales présentes dans les effluents. Une stratégie courante consiste à greffer des polymères sur la structure du biofloculant. Cette technique implique l'introduction de chaînes latérales de nature chimique différente de la chaîne principale, créant ainsi des polymères hybrides dotés de fonctionnalités spécifiques. Ces greffons permettent d'ajuster finement la charge, la solubilité et la capacité d'interaction avec les polluants ciblés, renforçant ainsi l'efficacité du biofloculant modifié.

III.6.2 Modification chimique : réticulation, greffage et fonctionnalisation

La modification chimique vise à altérer la structure chimique du biomatériau pour en améliorer les performances. Elle peut être sous forme de réticulation, de greffage et fonctionnalisation

a. Réticulation (cross-linking)

Le but de la réticulation est de transformer un polymère soluble en un réseau tridimensionnel insoluble (hydrogel), améliorant ainsi la stabilité mécanique et empêchant la re dissolution du biomatériau dans l'effluent, notamment si un usage réutilisable est envisagé. La transformation du polymère est réalisée grâce à des agents chimiques appelés cross-linkers qui créent des liaisons covalentes permanentes entre les chaînes polymériques. Bien que le glutaraldéhyde ait longtemps été utilisé, la chimie verte privilégie désormais des agents plus sûrs, comme l'acide citrique ou d'autres molécules polyfonctionnelles biodégradables (Sharma et al, 2024).

b. Greffage (grafting) et fonctionnalisation

Le greffage vise à introduire de nouveaux groupes fonctionnels sur la chaîne principale d'un polymère naturel afin d'en améliorer ou d'en diversifier les propriétés. Cette approche permet soit de conférer au biomatériau des caractéristiques inédites, soit d'amplifier ses fonctions existantes. Le processus repose sur la polymérisation dirigée d'un monomère sur la chaîne d'un biopolymère, en présence d'un initiateur chimique. Cela modifie la structure moléculaire en ajoutant des fonctionnalités spécifiques, rendant le matériau plus réactif ou sélectif face à certains polluants. L'exemple de l'Amidon greffe-poly(APTAC) représente l'illustration du processus : L'amidon, polysaccharide naturel abondant et biodégradable, est peu efficace en floculation en raison de sa faible charge ionique.

Le greffage de monomères cationiques permet de transformer ce matériau inerte en un flocculant cationique puissant (**Chen et al., 2021**). La performance de ce matériau hybride est supérieure à l'amidon brut, équivalente voire meilleure que celle des flocculants synthétiques conventionnels pour l'élimination de la turbidité, des solides en suspension et des colorants grâce à la combinaison des deux mécanismes.

c. Immobilisation sur des supports : Vers des coagulants réutilisables

L'immobilisation est une technique qui consiste à fixer un biomatériau actif sur un support solide inerte, pour la création d'un matériau composite réutilisable. Ce processus offre une solution à une contrainte importante des coagulants et flocculants sous forme de poudre ou en solution : leur séparation difficile de l'eau après traitement, ce qui favorise la formation de boues résiduelles et empêche leur réutilisation. Le procédé repose sur deux éléments essentiels :

- Le biomatériau actif, responsable de l'élimination des polluants par des mécanismes de coagulation, floculation ou adsorption ;
- Le support solide, qui sert de matrice physique. Il peut s'agir de polymères en billes, de matériaux poreux comme la silice ou de particules magnétiques. Ce support donne au système sa forme, sa densité et sa maniabilité, facilitant sa récupération après usage.

Grâce à l'immobilisation, un biomatériau initialement à usage unique devient un agent de traitement de l'eau récupérable, recyclable et plus respectueux de l'environnement (**Chen et al, 2023**).

III.6.3 Valorisation thermochimique : Pyrolyse et production de biochar

Au-delà des modifications chimiques et de l'immobilisation, une approche radicale consiste à transformer le biomatériau via un traitement thermique en un produit fonctionnel totalement différent : le biochar. La pyrolyse est un procédé thermochimique au cours duquel la biomasse est chauffée à des températures élevées (en général entre 300 °C et 700 °C) en atmosphère dépourvue d'oxygène. Ce processus entraîne une décomposition thermique en trois fractions principales : un gaz de synthèse, une huile de pyrolyse et un résidu solide, le biochar. Bien qu'il ne soit pas à proprement parler un coagulant, le biochar se distingue comme un adsorbant extrêmement performant.

Sa structure poreuse et sa surface spécifique élevée lui confèrent une capacité remarquable à séquestrer divers polluants, métaux lourds, colorants ou composés organiques divers (**Ali et al.2024**). Historiquement, le charbon actif est reconnu comme le premier matériau adsorbant utilisé pour améliorer la qualité de l'eau. Son usage remonte à des milliers d'années, notamment pour éliminer les goûts désagréables et les odeurs. Le charbon actif est un produit carboné poreux obtenu à partir de toute matière première riche en carbone et pauvre en matières inorganiques, telles que le bois, la tourbe, les coquilles de noix de coco ou encore les noyaux de fruits. Il se présente sous forme d'une poudre noire, souvent fine et inodore. Sa porosité élevée lui confère une surface spécifique importante, un critère déterminant de sa capacité à adsorber efficacement divers polluants, ce qui en fait l'un des adsorbants les plus largement utilisés industriellement. Son large spectre d'applications, sa disponibilité et son coût compétitif contribuent à sa popularité dans les procédés de purification de l'eau.



Figure III.1 : Charbon actif en poudre (Zhao et al, 2023)

L'intégration du biochar au processus de coagulation-floculation réside dans son potentiel à constituer un support multifonctions : il peut servir de matériau adsorbant complémentaire à la coagulation-floculation, capable de capturer des micropolluants non éliminés par les biomatériaux d'origine ; ou encore être intégré comme support immobilisant, associant ainsi adsorption et séparation facilitée des résidus, sans générer de boues encombrantes.

Le biochar peut également servir de support solide pour l'immobilisation de coagulants naturels. Par exemple, l'imprégnation du chitosan dans une matrice de biochar permet d'obtenir un composite hybride combinant les capacités floculantes du chitosan avec le pouvoir adsorbant du biochar. Cette synergie améliore l'efficacité globale du traitement en ciblant à la fois les particules colloïdales et les micropolluants dissous.

Par ailleurs, les boues organiques issues des procédés de coagulation-floculation à base de biomatériaux peuvent elles-mêmes être soumises à pyrolyse. Ce traitement permet non seulement de réduire leur volume, mais aussi de les convertir en biochar valorisable, fermant ainsi la boucle d'un modèle d'économie circulaire dans le domaine de l'assainissement. Ainsi, la transformation thermochimique des biomatériaux ne se limite pas à la production d'un coagulant alternatif, mais ouvre la voie à un matériau multifonctionnel. Ce dernier peut être utilisé comme adsorbant, support réutilisable, ou intégré dans des procédés hybrides, contribuant à une gestion durable et optimisée des ressources et des déchets. (**Zhao, L. et al. 2023**) ont étudié la production de biochar à base de noix de pécan pour l'élimination des colorants des effluents de l'industrie textile.

Les coques de noix de pécan, sous-produits agricoles abondants, posent un problème environnemental lorsqu'elles sont incinérées. En parallèle, les effluents de l'industrie textile, riches en colorants, nécessitent des traitements efficaces et durables.

L'étude se rapporte à la pyrolyse des coques de noix de pécan à environ 700 °C en atmosphère inerte. Ce traitement a permis d'obtenir un biochar hautement poreux, présentant une large surface spécifique et des groupes fonctionnels favorables à l'adsorption qui a été utilisé pour traiter de l'eau contaminée par du bleu de méthylène, un colorant industriel issu de l'industrie textile. Les résultats ont montré une efficacité d'adsorption remarquable, atteignant plus de 95 % d'élimination dans certaines conditions. Cette approche illustre parfaitement comment un déchet agricole peut être valorisé en un matériau adsorbant performant, contribuant à une économie circulaire et à une gestion durable des ressources.

III.7 Préparation des charbons actifs

III.7.1 la pyrolyse

La pyrolyse, également appelée carbonisation, désigne la décomposition thermique contrôlée d'un matériau organique en absence d'oxygène ou sous atmosphère inerte (souvent de l'azote) à des températures comprises entre 400 et 1000 °C. Les paramètres clés qui influencent la qualité, les propriétés physico-chimiques et le rendement du produit pyrolysé sont notamment la vitesse de chauffage du four, la température maximale atteinte, la durée de séjour dans le four ainsi que la nature du matériau initial.

L'objectif principal de la pyrolyse est de produire un matériau fortement carboné, appelé carbonisât, présentant une microporosité initiale.

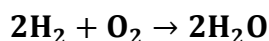
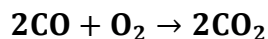
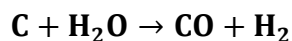
Ce carbonisât est ensuite soumis à une activation pour développer cette porosité et ainsi obtenir un charbon actif aux propriétés adsorbantes optimales. Le produit issu de la carbonisation présente généralement une porosité peu développée, inadaptée à une utilisation directe comme adsorbant, nécessitant donc une étape supplémentaire d'activation qui permet d'accroître significativement la surface spécifique (Atheba, G. P. 2009). Par ailleurs, dans certains procédés intégrés, la pyrolyse et l'activation sont réalisées simultanément en une seule étape. La taille des pores dans le charbon actif final dépend également du degré d'imprégnation préalable : plus ce dernier n'est élevé, plus les pores obtenus sont larges, influençant directement les propriétés d'adsorption (Wigmans, T. ,1989).

III.7.2 Activation physique et chimique

L'activation consiste à développer la structure poreuse en éliminant les goudrons qui obstruent les cavités formées lors de la carbonisation. Deux méthodes principales d'activation sont couramment utilisées :

a. Activation physique

Cette méthode repose sur une oxydation contrôlée du carbonisât réalisée à haute température généralement comprise entre 700°C et 1000°C en présence d'un gaz oxydant, dont la nature et la durée varient selon la porosité souhaitée. Les gaz les plus fréquemment employés sont la vapeur d'eau (H₂O) et le dioxyde de carbone (CO₂) (Slasli, M. A. 2002).



b. Activation chimique

L'activation chimique se réalise à des températures plus basses, comprises entre 400°C et 500°C, par imprégnation du matériau avec des agents chimiques activants tels que l'acide phosphorique ou l'acide sulfurique. Ces agents agissent comme oxydants et déshydratants, favorisant simultanément la carbonisation et une réorganisation de la structure carbonée, ce qui conduit à la formation d'un charbon à pores larges aux propriétés adsorbantes améliorées (Yakout, S., et al, 2016). Ces deux procédés d'activation permettent ainsi d'augmenter significativement la surface spécifique et la porosité du charbon actif, éléments clés pour son efficacité dans les applications d'adsorption

III.7.3 Transformations chimiques et physico-chimiques intervenant dans l'activation

Les charbons actifs désignent des matériaux carbonés caractérisés par une porosité fortement développée et une bonne accessibilité aux structures internes des pores (**Wigmans, T. ,1989**). Le processus d'activation chimique ou physico-chimique fait appel à un agent oxydant à haute température, permettant la formation d'un matériau poreux dont la masse est réduite par rapport au carbonisât initial. Cette diminution de masse, appelée "burn-off", correspond au degré d'activation et constitue un indicateur clé de la qualité de la porosité développée dans le charbon actif. Plus le burn-off est élevé, plus la porosité et la surface spécifique sont importantes, optimisant ainsi les capacités d'adsorption du charbon

$$masse (\%) = \frac{masse_{initiale} - masse_{finale}}{masse_{initiale}} \times 100 \quad (01)$$

La figure **III.2** suivante illustre le schéma type du processus industriel le plus communément utilisé dans la production de charbon actif à partir de matières premières végétales. Ce diagramme présente les différentes étapes clés, depuis la préparation initiale de la biomasse (lavage, séchage, broyage et tamisage) jusqu'aux traitements thermiques de carbonisation et d'activation qui permettent d'obtenir un charbon actif aux propriétés absorbantes optimisées. L'activation peut être réalisée selon deux voies principales, physique ou chimique, cette dernière influençant significativement la taille et la distribution des pores pour des applications spécifiques.

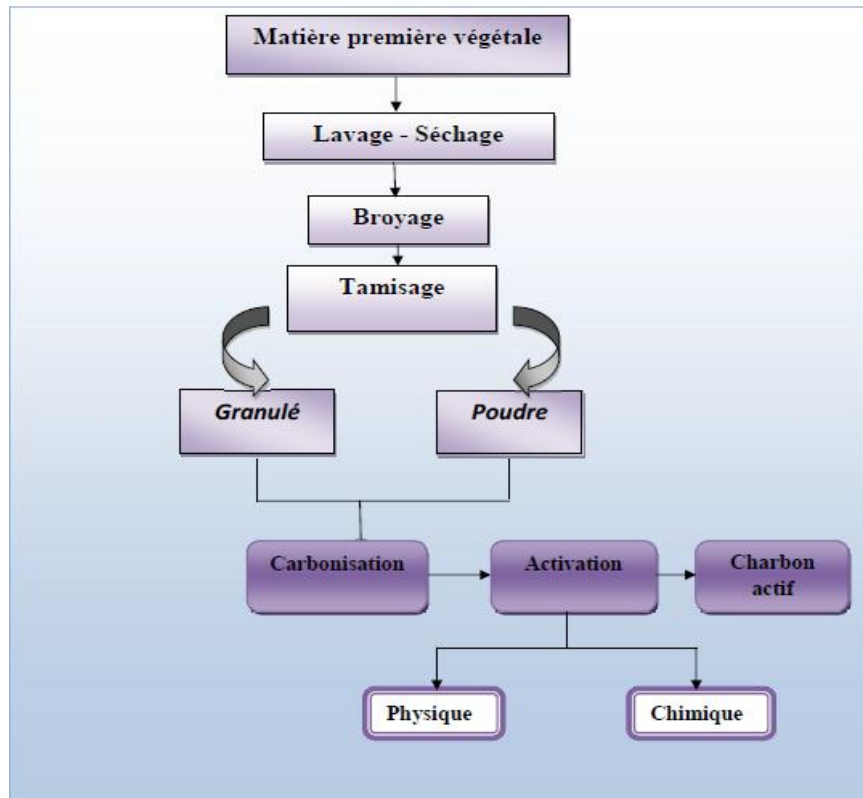


Figure III.2 : Représentation du processus industriel pour la production d'un charbon actif (Ahmed, M. J et al , 2012).

III.7.4 Texture du charbon actif

Les charbons actifs sont des matériaux carbonés présentant une porosité développée, caractérisée par une vaste distribution de tailles de pores (**Figure III.3**). Selon la classification IUPAC (Union internationale de chimie pure et appliquée), cette porosité se divise en trois catégories :

La macroporosité (diamètre supérieur à 50 nm), la mésoporosité (diamètre compris entre 2 et 50 nm), et la microporosité (diamètre inférieur à 2 nm).

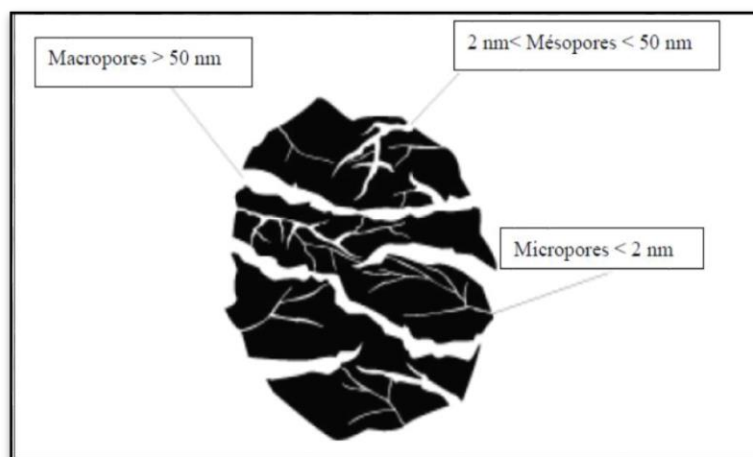


Figure III.3 : Représentation de la structure poreuse de charbon actif (Abioye, A. M., et al 2015).

La surface spécifique dépend directement de la porosité : plus la microporosité est grande et plus la surface spécifique est importante. L'adsorption sur la surface des macropores est souvent négligeable par rapport à celle dans les micropores et les mésopores.

Le tableau III.1 ci-dessous synthétise les principales caractéristiques texturales des charbons actifs, en présentant les gammes de tailles de pores ainsi que les valeurs typiques de surface spécifique associées à ces matériaux. Ces critères sont essentiels pour évaluer leur performance en adsorption et leur adaptabilité à différentes applications de traitement de l'eau.

Tableau III.1 : Tailles des pores et surface spécifique des charbons actifs (Abioye, A, et al 2015).

	Micropores	Méso pores	Macropores
Diamètre (Å)	Inférieur à 20	20-500	Supérieur à 500
Volume poreux (m³/g)	-	0,02-0,1	0,2-0,5
Surfaces spécifique (m²/g)	100-1000	10-100	0,5-2

III.8 Autres traitements améliorant l'efficacité des biomatériaux

Outre les modifications chimiques, certains traitements physiques, notamment thermiques ou enzymatiques, sont utilisées pour optimiser les propriétés des biomatériaux à base de protéines ou de polysaccharides. Ces approches ciblent spécifiquement la stabilité et les performances fonctionnelles.

III.8.1 Traitement thermique

Il consiste à la stabilisation du biomatériau sans le transformer en biochar : un chauffage modéré (80-100 °C) permet d'inactiver les enzymes naturelles (comme les protéases ou cellulases) présentes dans les extraits végétaux ou animaux, qui risqueraient de dégrader les biopolymères actifs lors du stockage ou de l'utilisation. Ce traitement thermique peut également induire des modifications de la conformation des protéines ou polysaccharides, influençant positivement leur solubilité et leur capacité de floculation.

Un traitement thermique modéré peut grandement améliorer la performance des biomatériaux, mais il doit être soigneusement maîtrisé pour éviter toute altération des principes actifs. Un excès de chaleur peut influencer le potentiel Zêta, **(Wijesinghe et al, 2024)** en dénaturant la structure des protéines cationiques (comme celles du Moringa), et réduisant l'exposition de leurs groupes chargés et donc leur capacité à neutraliser la charge des colloïdes.

L'inactivation des enzymes prolonge la stabilité du biomatériau, favorisant la formation de floccs de taille optimale sur la durée. À l'inverse, une dénaturation excessive peut altérer la fonction des biopolymères, générant des floccs moins compacts et ralentissant leur décantation. Un traitement thermique bien dosé permet de maintenir des taux d'abattement élevés et constants pour la turbidité, les matières en suspension (MES) et la demande biologique en oxygène (DBO), assurant ainsi une performance durable.

III.8.2 Traitement enzymatique : Une approche ciblée et écologique

Le traitement enzymatique est une approche très spécifique, respectueuse de l'environnement utilisant des enzymes pour changer sélectivement la structure des biomatériaux. L'utilisation des enzymes dans le processus, comme des catalyseurs biologiques, permet d'accélérer des réactions chimiques spécifiques. Dans le contexte des biomatériaux, elles peuvent cliver des liaisons précises au sein des macromolécules, qui retiennent le coagulant actif, sans dénaturer l'ensemble de la structure. Le principe actif est donc isolé de manière efficace, souvent avec un rendement supérieur par rapport aux méthodes d'extraction chimiques.

En outre, le traitement enzymatique est utilisé pour la réduction de la taille des polymères à très longue chaîne permettant une floculation optimale caractérisée par des floccs plus denses, ce qui réduit le temps de sédimentation. Lorsqu'il est correctement contrôlé, ce procédé permet d'ajuster la charge et la structure des polymères afin de cibler des polluants

spécifiques en conséquence, on obtient une meilleure élimination de la turbidité, des matières en suspension (MES), de la couleur et de la demande biologique en oxygène (DBO)(S. B. C. et al, 2024).

III.9 Exemples spécifiques de biomatériaux et leurs applications

La gamme des bio matériaux est très diverse : on peut mentionner la tourbe, les résidus agricoles tels que les coques de noix de coco, les déchets issus de l'industrie du bois comme les sciures, les biomasses composées de micro-organismes vivants ou morts, les biopolymères ainsi que les algues et les plantes aquatiques En effet, une des caractéristiques intéressantes de ces matériaux réside dans leur capacité à interagir avec d'autres molécules grâce à une structure chimique spécifique, ce qui leur confère des propriétés de complexation, chélation ou adsorption.(Gadd, 2009).

Les biopolymères sont constitués essentiellement des polysaccharides (amidon, cellulose...), mais également des polyphénols (lignine et tanins) et des protéines. Dans la partie qui suit, les familles biochimiques des biofloculants est décrite brièvement :

III.9.1 Les polysaccharides

Dans les recherches sur l'utilisation des biopolymères pour le traitement des eaux, on mentionne souvent la chitine extraite de la carapace de crustacés ou de crevettes ainsi que son dérivé principal, le chitosane, les tanins, la cellulose, l'alginate, les gommes et le mucilage suscitent également un large intérêt auprès des chercheurs.

***a-* Chitine et Chitosane**

Étant donné que la majorité des colloïdes naturels possèdent une charge négative, les polymères cationiques comme le chitosane sont d'excellents floculants. Le chitosane est un amino-polysaccharide linéaire obtenu par la désacétylation alcaline de la chitine, extraite des coquillages. Sa structure rigide, composée d'unités de glucosamine et d'acétylglucosamine, **(figure III.4)** lui confère une fonction amine avec un pKa d'environ 6,5 **(Lee et al, 2013)**. Sa nature de polymère à longue chaîne et à haut poids moléculaire le rend particulièrement efficace pour l'élimination des contaminants. Bien qu'insoluble en milieu neutre ou dans les solvants organiques, il se dissout dans l'eau en milieu acide **(Renault et al, 2009)**

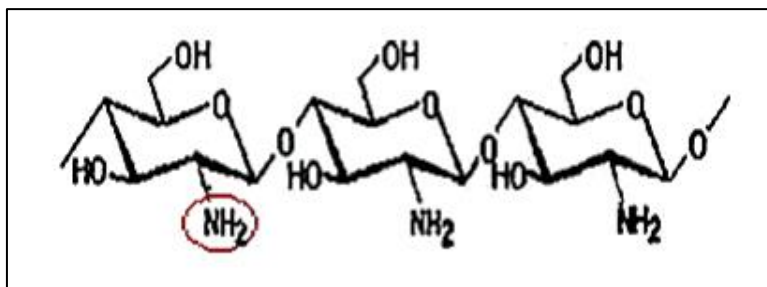


Figure III.4 : Structure chimique du chitosane (Alves et al., 2008)

À des valeurs de pH inférieures à 5, le chitosane subit une protonation de ses groupes amine ($-NH_2$), ce qui le rend soluble dans l'eau et lui confère une forte densité de charge positive. Sa nature de poly électrolyte cationique en fait un agent efficace pour déstabiliser les particules colloïdales chargées négativement. Ainsi, il peut éliminer une large gamme de polluants par deux mécanismes principaux :

- La neutralisation de charge, en interagissant avec les colloïdes et les anions.
- Le pontage polymérique, en liant les particules entre elles pour former de grands floccs, ce qui permet d'éliminer les matières en suspension, les métaux lourds, les colorants et les composés organiques.

De nombreuses études ont prouvé l'efficacité du chitosane dans le traitement des eaux usées. Il a été utilisé avec succès pour éliminer la couleur des eaux usées de l'industrie textiles (**Guibal et Roussy**), la pulpe des effluents de sucrerie, ainsi que les polluants des usines de papier (**Rodrigues et al., 2008**), les métaux lourds et les composés phénoliques. (**Renault et al., 2009**). Il a aussi été testé sur des eaux synthétiques contenant de la kaolinite.

b. Cellulose

La cellulose, l'un des polysaccharides naturels les plus abondants, est le principal composant structurel des parois cellulaires végétales. Sur le plan chimique, elle se compose de longues chaînes de molécules de D-glucose reliées par des liaisons β -1,4-glucosidiques. La réunion de ces chaînes linéaires, disposées en parallèle, forme des microfibrilles maintenues par de nombreuses liaisons hydrogène qui s'établissent entre leurs groupements hydroxyles (**Bialik et al., 2016**). Cette structure fibreuse et sa conformation rigide lui confèrent d'excellentes propriétés en tant que floculant (**figure III.5**). Sa faible solubilité dans l'eau (son pKa variant entre 11 et 12) la rend peu apte à une neutralisation de charge efficace.

La déstabilisation des suspensions colloïdales s'effectue donc principalement par un mécanisme de piégeage physique ou d'entraînement des particules dans les agrégats de cellulose qui se forment et précipitent.

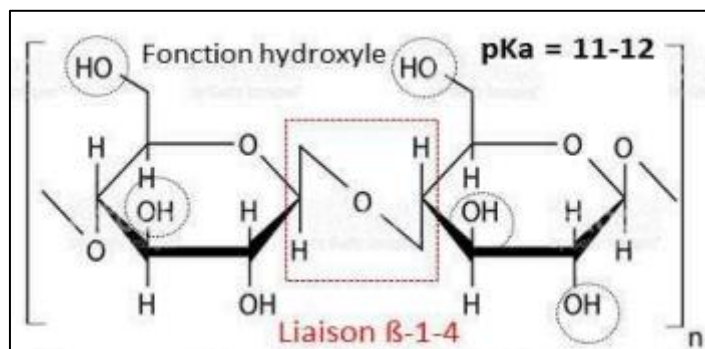


Figure III.5 : Structure chimique de la cellulose (Zhabankov et al., 2002)

c. Amidon

L'amidon est un biopolymère abondant qui a suscité un grand intérêt dans le traitement des eaux usées en raison de ses propriétés floculantes, de sa biodégradabilité et de son faible coût. Sa structure est constituée d'un mélange de deux polymères de glucose dont les proportions varient selon l'espèce végétale : l'amylose, une chaîne linéaire, et l'amylopectine, une chaîne ramifiée. Contrairement à la cellulose, qui possède une structure fibreuse et rigide en raison de ses liaisons β -1,4-glucosidiques, l'amidon est caractérisé par des liaisons α -1,4-glucosidiques. Cette configuration confère à la molécule une conformation hélicoïdale plus souple et plus réactive, ce qui lui permet d'agir plus efficacement que la cellulose comme coagulant et floculant. Plusieurs études ont démontré l'efficacité de l'amidon pour remplacer les coagulants inorganiques. Par exemple, **Teh et al. (2014)** ont étudié son utilisation pour le traitement des eaux usées de l'industrie de l'huile de table, obtenant une élimination de 84 % des matières solides en suspension dans des conditions optimales de pH 3 avec une dose de 2 g/ L d'amidon.

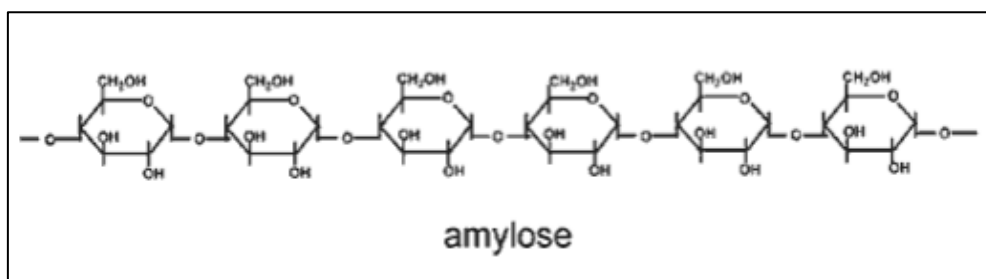


Figure III.6 : Structure chimique (amylose) de l'amidon (Teh et al. (2014)

d. Alginate de sodium

L'alginate de sodium, un polysaccharide structural présent dans les algues brunes, est un polymère linéaire anionique, soluble dans l'eau, avec un poids moléculaire d'environ 500 000 Da (**Wu et al., 2012**) et un pKa de 3,2, lié à ses fonctions acides carboxyliques (**Rehm et al., 2009**). Ce biopolymère est non seulement essentiel à la rigidité de l'algue, mais il la protège également de la déshydratation en milieu aérien lors des marées basses.

Ses propriétés uniques le rendent efficace comme flocculant. Des études de floculation, combinant l'alginate avec le sulfate d'aluminium comme coagulant, ont démontré son potentiel pour le traitement des effluents industriels du secteur textile et des eaux synthétiques colorées. Ces recherches ont permis d'atteindre plus de 90 % d'élimination de la couleur et une réduction de 80 % de la Demande Chimique en Oxygène (DCO).

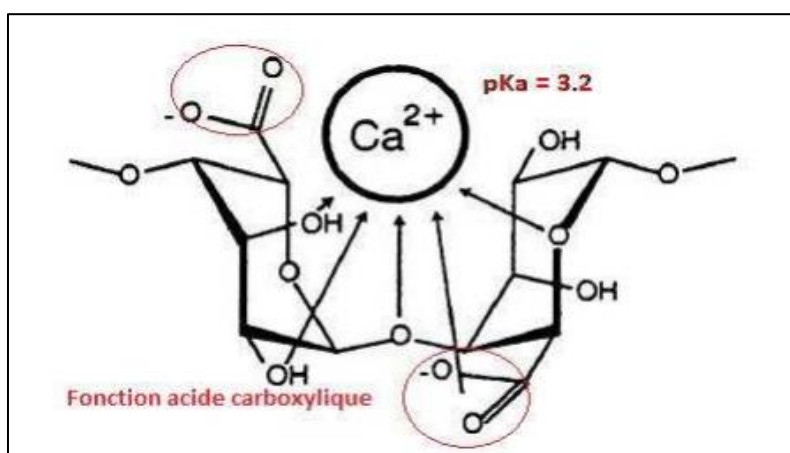


Figure III.7 : Structure chimique d'un gel formé par l'alginate de sodium et les ions de calcium (**Wu et al., 2012**).

e. Les gommes et mucilage

Les gommes et les mucilages sont des polymères naturels complexes de nature glucidique qui constituent une alternative crédible aux polymères synthétiques dans le traitement des eaux usées. Les mucilages, en particulier, sont des produits formés pendant la croissance normale de la plante. On les trouve dans une grande variété de végétaux appelés plantes mucilagineuses. Contrairement aux gommes, les mucilages ne sont pas situés à la surface des épidermes suite à une action bactérienne, fongique ou une blessure mécanique (**Marouf et al., 2015**), on les trouve dans les différents organes tels que les fleurs (mauve, guimauve), les feuilles (bourrache), les bulbes (oignons), les racines (guimauve) et les fruits (caroubier). Aujourd'hui, les flocculants naturels à base de gommes et de mucilages dérivés de

diverses espèces végétales sont de plus en plus développées comme alternative aux polymères conventionnels. Ces biopolymères, issus de plantes comme l'Okra, la Mauve, le Psyllium, le Tamarin et le Fenugrec, sont principalement constitués de chaînes de β -D-glucose liées en 1,4, avec une chaîne latérale tri saccharidique (**Figure III.8**). Leurs propriétés sont dépendantes de la présence de fonctions acides ($pK_a \sim 3$) et de fonctions alcools ($pK_a \sim 11-12$) (**Bialik et al., 2016**). Ces flocculants ont montré des résultats prometteurs pour le traitement de divers effluents industriels. Des études ont rapporté une haute efficacité sur les lixiviats de tannerie. (**Al-Hamadani et al., 2011**) et les effluents de l'industrie textile (**Mishra et Bajpai, 2005**). Une élimination d'au moins 85 % des matières en suspension (MES), 70 % de la turbidité, 60 % de la DCO et 90 % de la couleur a été documentée. De plus, ils se sont montrés comparables aux flocculants synthétiques à de faibles doses. Par exemple, l'utilisation de 0,12 g/L de gomme d'okra et de 0,08 g/L de mucilage de fenugrec a permis d'éliminer plus de 85 % des matières en suspension des effluents de tanneries (**Mishra et al., 2004**).

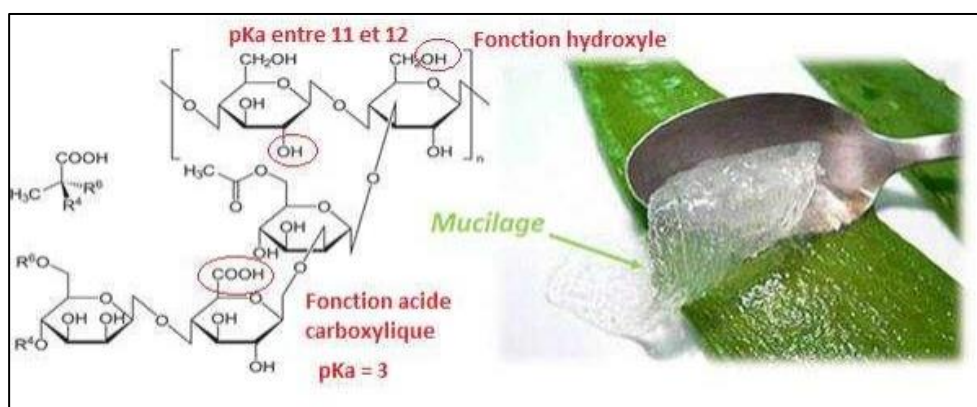


Figure III.8 : Structure chimique de la gomme de xanthane (**Jansson et al., 1975**)

III.9.2 Les polyphénols

Les tanins sont des polyphénols, des métabolites secondaires de végétaux que l'on trouve dans l'écorce, les fruits et les feuilles. En tant que bioflocculants, ils sont très efficaces pour le traitement des effluents synthétiques ou réels (**Graham et al., 2008 ; Beltran et al., 2009**). Ce sont des polymères anioniques (chargés négativement) avec un poids moléculaire compris entre 500 et 3000 Dalton (Da) (**Özacar et Şengil, 2003**). Leurs fonctions phénols leur confèrent un pK_a qui varie entre 8,6 et 11,2 (**Genaro et al., 2015**). Les tanins sont classés en quatre grands types selon leur structure chimique : gallotanins, ellagitanins, tanins complexes ou hydrolysables et tanins condensés. Des études ont montré que les propriétés flocculantes des tanins sont efficaces pour l'élimination des matières colloïdales et pour la potabilisation de

l'eau (**Özacar et Şengil, 2003**). Dans ce type de traitement, un coagulant tel que le sulfate d'aluminium est nécessaire pour déstabiliser les particules colloïdales chargées négativement, tandis que le tanin anionique agit comme un floculant pour regrouper les agrégats déstabilisés. Des recherches récentes ont montré que les tanins peuvent constituer une alternative plus durable aux coagulants chimiques dans le traitement de l'eau. Un exemple récent est une étude de (**Hoang Oanh, L. T., et al. 2024**), qui a comparé l'efficacité d'élimination de la turbidité de floculants à base de tanins issus de divers déchets agricoles, tels que les écorces de litchi, l'écorce de mimosa, les déchets de thé vert et les écorces de banane verte. Les résultats ont montré qu'en présence de sulfate d'aluminium (alun), les floculants à base de tanins extraits de ces déchets étaient très efficaces pour réduire la turbidité de l'eau. Par exemple, à une concentration de 10 ppm, le floculant issu des écorces de litchi a atteint une efficacité d'élimination de 93 %. L'étude a indiqué que les déchets de thé vert constituent le matériau le plus prometteur pour la production de ces floculants en raison de leur efficacité et de leur rendement élevé.

III.9.3 Les protéines

Les protéines sont des polymères naturels azotés, dont la taille varie de plusieurs milliers à plusieurs millions de daltons. Elles sont constituées d'un enchaînement linéaire d'acides aminés liés par des liaisons peptidiques. Chaque acide aminé possède au moins deux groupes ionisables : un groupe carboxyle ($-\text{COOH}$), avec un pKa d'environ 2, et un groupe amine ($-\text{NH}_2$), avec un pKa variant entre 8 et 11 (**Osborne, 1924**).

Les protéines végétales sont classées en quatre familles selon leur solubilité (Osborne, 1924) : les albumines et les globulines, qui constituent la majorité des protéines végétales, ainsi que les glutélines et les prolamines. Plusieurs études ont démontré le pouvoir floculant des protéines végétales. (**Ndabigengesere et al. 1995**) ont identifié une protéine cationique, avec un poids moléculaire de 13 kDa, comme le principe actif responsable de la coagulation-floculation dans les graines de *Moringa oleifera*.

Un exemple récent d'utilisation du *Moringa oleifera* est une étude menée par (**Abu-Gharbia et al. 2024**) qui a évalué l'efficacité des extraits de graines de *Moringa oleifera* comme coagulant naturel dans le traitement des eaux brutes. Dans cette étude, les auteurs ont démontré l'efficacité du *Moringa oleifera* pour : la réduction de la turbidité de l'eau avec une efficacité de 71,77 % ; la réduction significative des colonies bactériennes.

Les résultats ont montré une réduction de 93,51 % du nombre total de bactéries et de 96,06 % et 94,88 % du nombre de coliformes totaux et fécaux, respectivement. L'étude a également mis en évidence les propriétés antibactériennes de l'extrait éthanolique de graines de *Moringa oleifera*. Cette étude confirme la capacité du *Moringa oleifera* non seulement à agir comme coagulant et floculant pour la clarification de l'eau, mais aussi comme puissant agent antimicrobien.

III.10 Intégration des biomatériaux dans les filières de traitement des eaux

L'intégration des biomatériaux, tels que les biosorbants et coagulants naturels, dans les systèmes de traitement des eaux usées et potables a franchi une étape majeure, passant de la phase de recherche à une application industrielle concrète, en particulier comme alternatives durables aux procédés chimiques classiques. Dans les stations de traitement, les biomatériaux sont principalement utilisés à deux niveaux : d'une part comme agents de clarification lors des phases de coagulation et floculation, et d'autre part comme supports de filtration ou d'adsorption.

- **Coagulants naturels (Biocoagulants)**

Parmi les biocoagulants, les extraits de graines ou de résidus végétaux sont les plus exploitables industriellement. Le *Moringa oleifera* est largement employé dans plusieurs régions en développement (Afrique, Inde, Amérique du Sud) pour clarifier les eaux brutes et diminuer la turbidité. Son mécanisme repose sur les protéines cationiques solubles qui neutralisent la charge négative des particules colloïdales. Des études récentes démontrent que l'usage combiné du *Moringa* avec des coagulants chimiques conventionnels, dans un mode "hybride", permet de réduire jusqu'à 50% la dose de produits chimiques nécessaires, tout en assurant la performance du traitement et en diminuant la toxicité des boues générées (Aniyikaiye et al., 2022)

- **Biosorbants dérivés d'agro-déchets**

Les biosorbants, généralement issus de résidus cellulosiques activés, sont fréquemment intégrés dans des colonnes de filtration ou des lits fixes afin d'éliminer des contaminants spécifiques des eaux usées. Parmi ceux-ci, les charbons actifs dérivés de biomasses telles que les coques de noix de coco ou les résidus de maïs se distinguent comme des alternatives économiques compétitives aux charbons commerciaux classiques. Leur application est particulièrement répandue dans les étapes tertiaires des stations d'épuration, où ils servent à adsorber les micropolluants, notamment les pesticides et les métaux lourds.

Des études récentes ont confirmé la faisabilité d'utiliser des biosorbants préparés à partir de biomasses agricoles, par exemple de riz ou de pomme de terre, dans des colonnes à lit fixe pour l'adsorption sélective d'antibiotiques présents dans les eaux usées hospitalières. Ces biosorbants ont montré des performances d'adsorption comparables à celles des matériaux synthétiques tout en offrant un coût de production significativement inférieur **(Al-Ghouti et al., 2023)**. Concernant la capture spécifique des métaux lourds, le chitosane, dérivé de la chitine extraite des coquilles de crustacés, ainsi que la biomasse algale modifiée, sont largement employés. Utilisés sous forme de billes ou de membranes, ces matériaux présentent une forte affinité pour les métaux toxiques tels que le chrome (Cr) et le cadmium (Cd), notamment dans les effluents issus des industries textile et métallurgique. Leur capacité à traiter efficacement ces polluants est bien documentée et constitue une voie prometteuse pour la dépollution ciblée des effluents industriels.

III.11 Contraintes opérationnelles et perspectives d'amélioration des biomatériaux

Bien que très prometteurs, les biomatériaux rencontrent plusieurs obstacles qui freinent leur adoption à grande échelle dans le traitement des eaux. Leur composition naturelle varie selon la source, les conditions climatiques et les saisons, ce qui complique la standardisation des protocoles d'utilisation et entraîne une instabilité des performances en milieu industriel **(Sinha et al , 2021)**. De plus, certains biocoagulants organiques augmentent la charge organique dissoute (DCO, COD) dans l'effluent, ce qui peut favoriser la prolifération bactérienne et nuire à l'équilibre du traitement **(Chaudhary et al, 2020)**. Par ailleurs, même si les boues générées par ces biomatériaux sont souvent considérées comme biodégradables et moins toxiques, leur volume plus important pose des enjeux de déshydratation et de gestion des déchets. Enfin, la régénération des biosorbants naturels reste techniquement plus complexe et souvent moins économique que celle des matériaux synthétiques, ce qui limite leur recyclabilité et leur durabilité dans un contexte industriel **(Fodil et al., 2024;Lakehal, 2024)**.

Les perspectives d'amélioration et de recherche future dans l'utilisation des biomatériaux pour le traitement des eaux s'orientent principalement vers plusieurs axes stratégiques. Tout d'abord, la modification et l'hybridation des biomatériaux figurent parmi les pistes majeures, visant à optimiser les capacités d'adsorption et la stabilité des matériaux. Par exemple, la création de PPAC (charbons actifs dérivés de biomasse phosphatée) illustre cette tendance à améliorer les performances par des modifications chimiques ou thermiques contrôlées. Les systèmes hybrides, combinant biomatériaux et faibles doses de coagulants

chimiques, apparaissent comme la voie la plus prometteuse pour concilier efficacité et durabilité (**Lestari et al., 2023**). Ensuite, le développement de systèmes en flux continu utilisant des réacteurs à lit fixe avec des biosorbants immobilisés cible les applications industrielles. Ces configurations permettent une manipulation facilitée des matériaux et une meilleure régénération, cruciales pour la viabilité économique et opérationnelle des procédés. Par ailleurs, la valorisation intégrée des sous-produits issus des biocoagulants s'impose comme un axe de recherche essentiel. Par exemple, la transformation des boues générées en fertilisants ou biogaz pourrait transformer une limitation actuelle en une opportunité économique réelle et durable (**Pandey et al., 2022**). Enfin, des analyses plus approfondies des cycles de vie (ACV) sont nécessaires pour confirmer les avantages environnementaux et économiques des biomatériaux par rapport aux procédés classiques, en prenant en compte tous les aspects de la chaîne de valeur, de la production à la gestion des déchets. Ces différentes perspectives nourrissent une dynamique d'innovation essentielle à l'intégration accrue des biomatériaux dans les futurs systèmes de traitement des eaux.

III.12 Évaluation économique et analyse coûts-avantages de l'intégration des biomatériaux

Dans le cadre de l'évaluation économique des biomatériaux au sein des stations d'épuration modernes (STEP), il est essentiel de mener une analyse coûts-avantages rigoureuse, basée idéalement sur une Analyse du Cycle de Vie (ACV). Bien que les investissements initiaux relatifs à l'intégration d'unités dédiées au prétraitement ou à la filtration puissent être comparables à ceux des systèmes conventionnels à base de coagulants chimiques, les avantages économiques quantifiables apparaissent sur le long terme (**Luo et al. 2023**). L'exploitation de ressources locales peu onéreuses, telles que les déchets agricoles, permet de réduire significativement les dépenses liées à l'achat et à l'importation de coagulants traditionnels comme le sulfate d'aluminium (Alum) ou le chlorure ferrique (**Zhu et al. 2023**). En outre, les boues issues des biocoagulants sont en général moins toxiques et plus facilement biodégradables, ce qui réduit les coûts liés à leur traitement et gestion sachant qu'elle représente une charge conséquente dans les STEP conventionnelles. Cette optimisation des coûts combinée à la valorisation possible des boues en fertilisants ou en biogaz permet aux biomatériaux de représenter une solution économiquement attractive et écologiquement supérieure tout au long de leur cycle de vie, renforçant ainsi leur pertinence pour une gestion durable de l'assainissement (**Pandey et al., 2022**).

III.13 Conclusion

Dans la continuité des sections antérieures, la conclusion de ce chapitre met en lumière l'importance croissante des biomatériaux en tant qu'alternatives durables aux traitements chimiques traditionnels. Cette synthèse englobe l'ensemble des aspects abordés, depuis la préparation des biomatériaux jusqu'à leur impact sur l'efficacité des processus de purification. Il ressort de ce chapitre que l'intégration des biomatériaux ne se résume pas à un simple remplacement, mais constitue un processus complexe exigeant des étapes de préparation rigoureuses. Les techniques de traitement, qu'elles soient physiques (séchage, broyage) ou chimiques (modification), s'avèrent essentielles pour maximiser leur efficacité en tant que coagulants et floculants. En définitive, l'utilisation des biomatériaux présente des avantages significatifs pour l'environnement et l'économie. Ils contribuent à réduire la dépendance aux produits chimiques de synthèse, engendrent moins de boues toxiques et se révèlent hautement efficaces pour éliminer la turbidité, la coloration et d'autres paramètres tels que la DBO et les MES. Cependant, malgré leurs atouts, leur large adoption reste tributaire de la résolution de limites techniques et opérationnelles, en particulier la standardisation des procédés, la stabilité des matériaux et l'amélioration des techniques de régénération. En définitive, les biomatériaux représentent une voie essentielle pour promouvoir la durabilité dans la gestion des ressources hydriques. Les travaux futurs devront s'orienter vers des modifications hybrides visant à optimiser l'efficacité tout en réduisant les coûts. Cette synthèse confirme que les biomatériaux jouent un rôle clé dans l'évolution des technologies de traitement des eaux, offrant des solutions innovantes adaptées aux enjeux environnementaux actuels et futurs.

Chapitre IV

Matériels et méthodologies expérimentales

IV.1 Introduction

Ce chapitre décrit en détail les protocoles expérimentaux, le matériel utilisé ainsi que les procédures mises en œuvre pour évaluer l'efficacité de différents biomatériaux, sous formes liquide et solide, en tant qu'agents coagulants. Il s'agit de deux biomatériaux sous forme liquide, deux biomatériaux sous forme solide, et un matériau composite d'origine synthétique. Ces matériaux ont été choisis pour leur potentiel d'application dans des contextes variés, notamment pour leur caractère naturel ou leur capacité d'adsorption optimisée.

Les biomatériaux liquides utilisés sont : l'extrait de l'opuntia *ficus-indica* (OpEx) et celui de l'Agave (AgEx).

Les biomatériaux solides comprennent : les épluchures de pomme de terre broyées (PP) et la sciure de bois (SD), les deux sous forme de poudre. Le matériau synthétique (PPAC) est un charbon actif spécifiquement développé pour cette étude, composé d'un charbon à base d'épluchures de pomme de terre activé chimiquement.

Les caractérisations physico-chimiques sont réalisées par spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier (FTIR) et analyse thermogravimétrique (ATG). L'objectif de cette expérimentation est de déterminer les paramètres opératoires optimaux pour le traitement des eaux usées à travers des essais de Jar test, en comparant les performances des biomatériaux aux coagulants chimiques traditionnels.

IV.2 Zone d'étude et site de prélèvement des échantillons

L'étude et la collecte des échantillons des eaux usées pour la présente étude sont réalisées à la station d'épuration des eaux usées (STEP) de Mécheria dans la région de Naama, (Sud-Ouest de l'Algérie) ; **Figure IV.1**

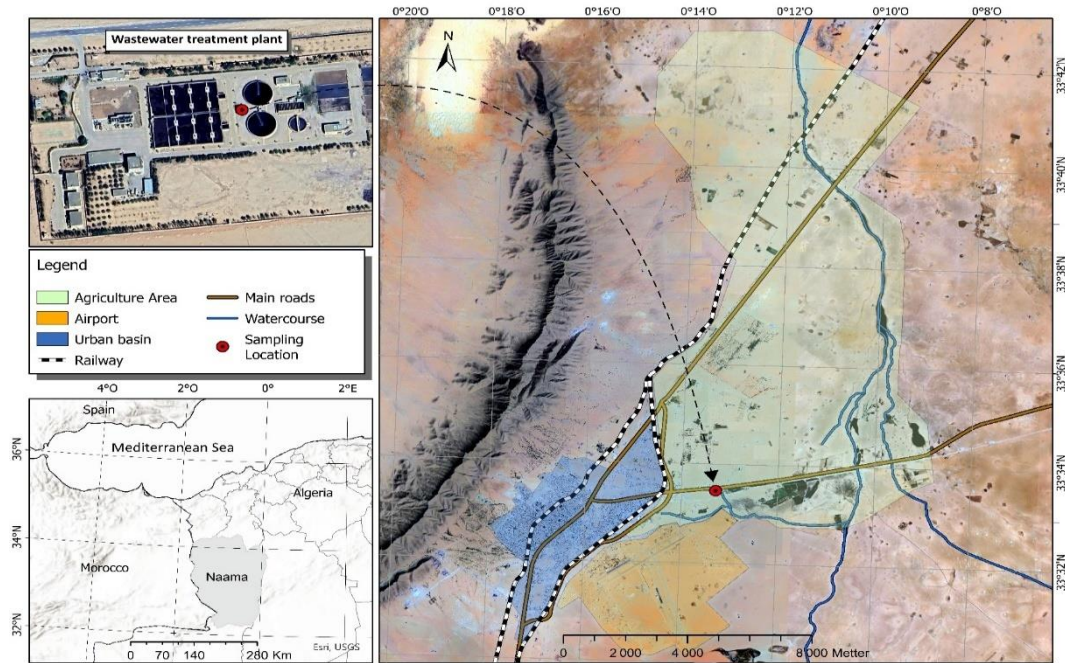


Figure IV.1 : Localisation de la station d'épuration de Mécheria.

La STEP de Mécheria est implantée à proximité de l'aéroport de la ville, aux coordonnées $33^{\circ} 33' 27''$ N et $0^{\circ} 13' 18''$ W. Elle dispose d'une capacité de traitement moyenne de $12\,880\text{ m}^3$ d'eaux usées. En assurant le traitement des effluents de la ville de Mécheria et de ses environs, elle contribue à la protection des ressources en eau en limitant la contamination des nappes phréatiques et des plans d'eau locaux (**Drouiche et al. 2012**), (**Bouchaala et al. 2021**). La ville de Mécheria est le principal centre administratif de la wilaya de Naâma. Elle est située dans une région caractérisée par un climat demi aride, avec des hivers froids et des étés particulièrement chauds. La température moyenne annuelle est de $15,4\text{ }^{\circ}\text{C}$, avec des extrêmes allant de $-2\text{ }^{\circ}\text{C}$ en hiver à $43,5\text{ }^{\circ}\text{C}$ en été. Les précipitations annuelles sont faibles, atteignant en moyenne 268 mm , concentrées principalement en hiver (**Benaradj et al. 2021**). Le relief de la région est marqué par les montagnes de l'Atlas, influençant les conditions climatiques et environnementales locales. L'aridité du climat limite la couverture végétale, elle est dominée par des formations steppiques. Les principales formations végétales comprennent les steppes à alfa (*Stipa tenacissima* et *Lygeum spartum*), les steppes à armoise blanche (*Artemisia herba-alba*), les steppes à remth (*Hammada scoparia*), ainsi que les steppes halophytes et psammophytes (**Boucherit et al. 2024**). Mécheria représente la commune la plus peuplée de la wilaya. L'économie locale repose principalement sur l'élevage ovin et la gestion des pâturages, qui constituent des activités traditionnelles adaptées aux conditions climatiques semi-arides (**Siad et al. 2022**). Cependant, cette dépendance aux ressources naturelles, combinée à des pratiques d'exploitation non

durables, entraîne une dégradation des terres très importante. La région est soumise à des pressions environnementales importantes, notamment l'ensablement, la régression du couvert végétal et la diminution de la production fourragère. Ces phénomènes sont aggravés par des sécheresses récurrentes observées depuis les années 1970 (**Abderrahmane et al. 2014**), (**Boukerker et al. 2021**). Cette situation met en évidence la vulnérabilité de la région face aux processus de désertification et souligne la nécessité d'adopter des stratégies de gestion durable des ressources naturelles.

IV.3 Matériels et méthodologies d'analyse

IV.3.1 Caractérisation physico-chimique des eaux usées de la STEP

Afin de garantir la validité et la reproductibilité des résultats expérimentaux, les eaux usées brutes utilisées pour cette étude ont été collectées à l'entrée de la station d'épuration de Mécheria, au niveau du site de prélèvement. Les échantillons ont été collectés dans des récipients stériles et hermétiquement fermés pour éviter toute contamination externe et volatilisation. Immédiatement après le prélèvement, les échantillons ont été transportés au laboratoire de Génie des Procédés de l'Université Dr Moulay Tahat de Saïda, suivant une chaîne du froid continue à $4\text{ °C} \pm 1\text{ °C}$. Ce protocole a été mis en œuvre pour minimiser l'activité biologique, la dégradation de la matière organique et les modifications des propriétés physicochimiques des échantillons. Au laboratoire, les échantillons vont subir des analyses préliminaires concernant divers paramètres physicochimiques tels que la turbidité, le pH, la conductivité, la demande biochimique en oxygène (DBO_5), la demande chimique en oxygène (DCO), les matières en suspension totales (MES) et la présence de coliformes fécaux. Ces analyses restent, essentielles pour évaluer la qualité des eaux usées et leurs aptitudes aux traitements ultérieurs. Réalisées selon des méthodes de laboratoire standardisées (**E.W. Rice et al. 2017**), elles fournissent des informations cruciales pour déterminer les caractéristiques des échantillons et évaluer l'efficacité des traitements chimiques ou biologiques expérimentés. Les résultats, des caractéristiques principales des eaux usées de la station d'épuration de Mecheria et leur comparaison avec les normes standards, sont donnés dans le **tableau IV.1**.

Chapitre IV : Matériels et méthodologies expérimentales

Tableau IV.1: Caractéristiques des eaux usées brutes de la station de Mécheria

Paramètres	Unités	Valeurs	Normes algériennes standards
Couleur	-	Gris noir	-
Odeur	-	Forte	Sans odeur
T°	°C	20	< 30
Conductivité	µs/cm	3200	-
Turbidité	NTU	365	-
pH	-	7,96	5,5 -8,5
MES	mg/l	316	35
DBO ₅	mg/l	280	30
DCO	mg/l	348	125
NH ₄ ⁺	mg/l	4,065	5
NO ₃ ⁻	mg/l	1,65	-
NO ₂ ⁻	mg/l	0,287	-
PO ₄ ⁻³	mg/l	40,5	10
Oxydation par KMnO ₄	mg/l	29	-

La couleur gris-noir et l'odeur désagréable des eaux usées en amont de la station d'épuration de Mecheria révèlent des niveaux élevés de matière organique et des conditions anaérobies, caractéristiques des effluents urbains non traités (**Liang et al. 2018**). La température moyenne de 20 °C est adéquate pour le traitement biologique, mais nécessite une surveillance pour les variations saisonnières qui accentuent les odeurs dans des conditions chaudes (**Wu et al. 2024**). Avec un pH de 7,96, les normes algériennes (5,5 - 8,5) sont respectées. Les matières en suspension (316 mg/l) dépassent largement la norme algérienne de 35 mg/l, en raison, du transport des sédiments dû à l'érosion hydrique et éolienne exacerbée par les conditions semi-arides (**Megnounif et al. 2007**), (**Hallouz et al. 2018**) impliquant une turbidité assez élevée de 365 NTU. La conductivité électrique est de 3200 µS/cm. Elle reste assez élevée confirmant la présence de sels dissous caractéristiques des zones arides. Les valeurs de DBO₅ à 280 mg/l et DCO à 348 mg/l dépassent respectivement les normes de 30 mg/l et 125 mg/l, signalant une charge organique élevée avec un rapport DCO/DBO₅ de 1,24, indiquant un potentiel de traitement biologique (**Rudaru et al. 2022**). Les niveaux de nutriments, avec des phosphates à 40,5 mg/l et de l'ammoniac à 4,065 mg/l, excèdent également les normes algériennes, alors que les nitrates (1,65 mg/l) et les nitrites (0,287 mg/l) restent faibles, en accord avec les résultats d'autres régions arides (**Choumane et al. 2017**), (**Benabbes et al. 2024**). Enfin, l'oxydation par KMnO₄ à 29 mg/l indique des niveaux de polluants organiques susceptibles d'être traités par oxydation chimique.

Chapitre IV : Matériels et méthodologies expérimentales

IV.3.2 Produits chimiques utilisés

L'évaluation de la performance des biomatériaux a nécessité l'utilisation de produits chimiques de référence comprenant des coagulants chimiques conventionnels ainsi que des réactifs courants, leurs caractéristiques sont résumées sur le **tableau IV.2**

Tableau IV.2 : Caractéristiques des produits chimiques utilisés

Réactif	Formule brute	Masse molaire (Mw)	Fournisseur
Sulfate de cuivre pentahydraté	$\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$	159,6 g/mol	Biochem
Chlorure ferrique	FeCl_3	162,2 g/mol	Biochem
Chlorure d'aluminium	AlCl_3	133,34 g/mol	Riedel De Haen
Hydroxyde de sodium	NaOH	40 g/mol	Biochem
Hydrochlorique acide	HCl	36,5g/mol	Fluka
Acide phosphorique	H_3PO_4	98 g/mol	Biochem

IV.3.3 Matériels utilisés

Concernant l'expérimentation, l'évaluation de l'efficacité du traitement des eaux usées par coagulation/floculation s'est concentrée sur l'analyse de trois paramètres principaux comprenant le pH, la conductivité et la turbidité. Ces indicateurs sont choisis en raison de leur pertinence dans l'analyse de l'efficacité des traitements et de leur conformité aux normes analytiques internationales (**Sarparastzaeh et al. 2018**) :

- Les pesées sont faites à l'aide d'une balance analytique électronique de type DENVER INSTRUMENT. Germany (TP-214).
- Les mesures de pH ont été réalisées à l'aide d'un pH-mètre OHAUS STARTER 2100, préalablement étalonné avec des solutions tampons (pH 4, 7 et 10).
- La conductivité, indicateur de la concentration en ions dissous, est déterminée à l'aide d'un conductimètre Hanna Instruments EC 214, étalonné avec des solutions standards (84 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et 1413 $\mu\text{S}/\text{cm}$) .
- La turbidité, paramètre clé reflétant la présence de particules en suspension, est mesurée avec un turbidimètre de marque AQUALYTIC
- Le processus de coagulation-floculation est réalisé à l'aide d'un appareil de Jar Test standardisé, de marque ISCO, comportant quatre récipients de 500 ml.
- La calcination du biomatériau s'est réalisée par un four à mouffle (HightTherm – VMK)

Chapitre IV : Matériels et méthodologies expérimentales

La fiabilité des mesures est renforcée par un étalonnage rigoureux des instruments à l'aide de matériaux de référence certifiés (MRC). La précision est évaluée statistiquement à l'aide de l'écart type (SD) et de l'écart type relatif (RSD), avec un seuil acceptable de RSD inférieur à 5 % (**Laicans et al. 2024**). Les mesures répétées cinq fois pour chaque paramètre confirment la robustesse des données, validant ainsi l'efficacité du protocole expérimental (**Pecson et al. 2021**). Sur le **tableau IV.3**, sont illustrés les renseignements relatifs aux paramètres physico-chimiques utilisés pour la qualification des eaux usées, les méthodes de mesures utilisées dans cette étude, les normes standards associées et les indications de la précision de mesure.

Tableau IV.3 : Méthode et précision des paramètres de l'analyse de l'eau usée étudiée.

Paramètre	Unités	Méthodes analytiques	Normes standard	Précision écart type (SD)	Précision écart type relatif (RSD %)
Température (T)	°C	Thermomètre	EN ISO 5667-3:2019	1,25	2,89
pH	-	pH-mètre	EN ISO 10523:2012	0,35	1,45
Turbidité	NTU	Turbidimètre	EN ISO 7027:2019	45,48	0,46
Matières en Suspension (MES)	mg/l	Filtration sur membranes	EN 872:2005	13,39	2,98
Conductivité	µS/cm	Conductimètre	EN 27887:1992	51,95	4,86
DBO ₅ (Demande Biologique en Oxygène)	mg/l	Spectrophotométrie	EN ISO 5815-1:2019	9,67	4,47
DCO (Demande Chimique en Oxygène)	mg/l	Oxydation par reflux au dichromate	EN ISO 6060:2005	9,94	4,14
Nitrate (NO ₃ ⁻)	mg/l	Méthode spectrométrique	EN ISO 11732:2005	1,13	2,95
Nitrite (NO ₂ ⁻)	mg/l	Méthode spectrométrique	ISO 6777:1984	0,55	4,65
Phosphate (PO ₄ ³⁻)	mg/l	Méthode spectrométrique	EN ISO 6878:2017	1,20	2,84
Oxydation par KMnO ₄			NF EN ISO 8467	1,05	2,69

IV. 3.3.1 Préparation des biomatériaux

Deux groupes distincts de biomatériaux sont examinés. Le premier groupe est constitué des Coagulants/Floculant liquides, il est composé de l'extrait de l'Agave (AgEx) et l'extrait de l'opuntia (OpEx) local. Le deuxième groupe représente les Coagulants/Floculant solides. Il est composé d'épluchures de pommes de terre (PP), de sciure de bois (SD) ainsi que d'un charbon à base d'épluchures de pomme de terre activé chimiquement (PPAC) ; **figure IV.2**



(a) La plante de l'Agave



(b) Opuntia cactus



(c) Epluchures de pomme de terre



(d) Sciure de bois

Figure IV.2 : biomatériaux utilisés.

IV.3.3.1.1 Préparation des Coagulants/ Floculants liquides

1. Préparation de l'extrait d'opuntia : Les feuilles d'Opuntia ont été récoltées dans des exploitations agricoles locales, où elles sont cultivées dans les régions arides pour diverses applications **Figure IV.2(b)**. Pour leur préparation, les cladodes ont été soigneusement nettoyés pour éliminer les épines et les impuretés, puis rincés à l'eau potable et à l'eau distillée. Une fois, nettoyés, ils ont été broyés et filtrés à travers un tamis fin. L'extrait vert visqueux obtenu ($\text{pH} \approx 6,5$) est dilué à 10 % dans de l'eau distillée et homogénéisé par agitation.

Le produit final conserve son activité et peut être stocké au réfrigérateur pour une utilisation ultérieure, ne dépassant pas une semaine.

2. Préparation de l'extrait d'Agave : Les bras d'Agave sont récoltés dans la région d'étude, les feuilles matures, connues pour leur teneur plus élevée en mucilage et en polysaccharides, sont sélectionnées et soigneusement nettoyées. Elles ont par la suite été broyées pour libérer les composés actifs. L'extrait visqueux obtenu de pH égal à 4,53, est filtré et dilué à 10 % avec de l'eau distillée puis homogénéisé. Le produit obtenu peut ainsi conserver son activité pendant le stockage au réfrigérateur, ne dépassant pas une semaine.

Figure IV.2(a).

IV.3.3.1.2 Préparation de Coagulants/Floculants solides

1. Préparation des épluchures de pommes de terre : Les épluchures de pomme de terre ont été lavées jusqu'à élimination de toute impureté, les épluchures fraîches ont été privilégiées, en raison de l'absence de traces de moisissures ou de pourriture **Figure IV.2(c)**. Le séchage s'est fait à 60 °C pour réduire la teneur en humidité après un égouttage complet. Le broyage des épluchures séchées s'est fait à l'aide d'un broyeur domestique jusqu'à obtenir une poudre fine. Plus la poudre est fine, meilleure sera la dispersion dans l'eau et l'efficacité de la floculation. En dernier lieu la poudre obtenue est passée au tamis afin d'avoir des particules de même taille.

2. Préparation de la sciure de bois : la sciure de pin a été sélectionnée comme source de biomasse en raison de sa grande disponibilité locale et de son coût négligeable. C'est un déchet ligno-cellulosique abondant issu des scieries et des industries du bois locales. La sciure brute a été soumise à un broyage mécanique suivi d'un tamisage rigoureux afin d'obtenir une granulométrie homogène essentielle à la reproductibilité des expériences d'adsorption/floculation. Cette étape est cruciale pour assurer une surface spécifique constante entre les échantillons **Figure IV.2(d)**. Un séchage à basse température (<60 °C) est effectué, il est nécessaire pour préserver les composants du produit. Des formes de poudre peuvent être préparées par séchage ou lyophilisation pour améliorer la conservation à long terme. Plus la poudre est fine, meilleure sera la dispersion dans l'eau et l'efficacité de la floculation.

IV.3.3.1.3 Préparation du biomatériau synthétisé : le charbon actif à base d'épluchures de Pommes de Terre (PPAC)

Le charbon actif synthétisé pour cette étude a été obtenu à partir de la biomasse d'un déchet végétal : les épluchures de pomme de terre. L'utilisation de cette agro-ressource

s'inscrit dans une démarche de valorisation des déchets et permet un impact positif sur le coût de revient du charbon actif final. La synthèse du charbon actif (PPAC) a été réalisée en deux étapes : la calcination de la biomasse et l'activation chimique.

1. Traitement thermique (Calcination)

Les épluchures de pomme de terre ont été initialement lavées à l'eau distillée pour éliminer les impuretés de surface, puis découpées et séchées à l'air libre. Le précurseur séché a ensuite été introduit dans un four à moufle et soumis à une température de 500 °C maintenue pendant 2 heures (pyrolyse). Une fois calciné, le matériau obtenu (le char) a été broyé dans un mortier en agate pour obtenir une granulométrie fine dont le diamètre est inférieur à 1mm.

2. Activation chimique par l'acide phosphorique H_3PO_4

L'étape d'activation chimique a été menée sur le char broyé en utilisant l'acide phosphorique H_3PO_4 un agent largement documenté pour l'activation des charbons pour ses propriétés texturants (R. Baccar, et al,2012) ,(A. L. Cazetta et al 2011) .Pour ce faire, une quantité de 30g de chaque échantillon brut a été mélangée avec 60 g d'une solution de H_3PO_4 (40% en poids). Le mélange a été maintenu sous agitation pendant 10 heures avant d'être placé à l'étuve à 110°C pendant 24 heures. Le produit imprégné a ensuite été soumis à une calcination. Il a été chauffé dans un four à une vitesse de 10°C/min jusqu'à atteindre la température d'activation de 450°C, maintenue pendant une heure (Y. Sun, et al 2012).

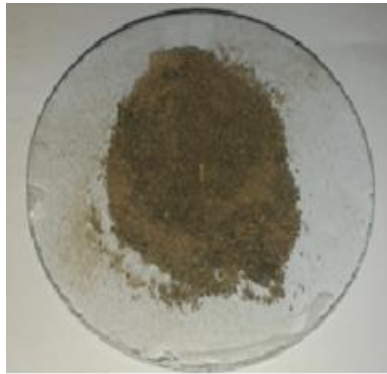
3. Lavage et purification du charbon actif

Après activation, les produits obtenus ont subi un lavage intensif pour éliminer l'excès d'acide phosphorique et les impuretés résiduelles, en trois phases successives :

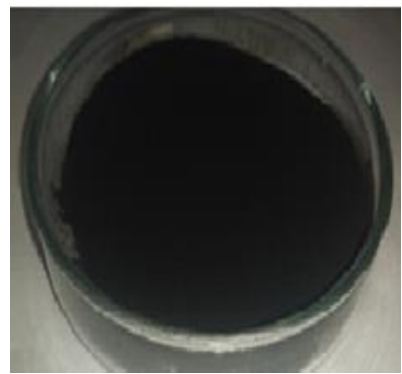
Le produit a été lavé à plusieurs reprises avec de l'eau distillée jusqu'à ce que le pH du surnageant atteigne 6,5. Après, il a été traité avec 25 ml de NaOH de concentration 0.1 N sous agitation. Après filtration, 50ml d'eau déminéralisée(ED) ont été ajoutés pour éliminer les traces de soude. Ensuite ; cette échantillon été traité avec 25 ml de HCl de concentration 0,1 N sous agitation. Après filtration, 50 ml d'eau déminéralisée ont été ajoutés pour éliminer les traces d'HCl. Le produit purifié a été décanté, centrifugé, puis séché à l'étuve à 110°C pendant 24 heures. Ce produit final, nommé PPAC (Charbon Actif à base d'Épluchures de Pomme de Terre), a été stocké dans des récipients hermétiques pour les applications ultérieures. Les étapes de la préparation du charbon actif PPAC sont présentées sur la **figure IV.3**.



(a) Épluchures de pomme de terre (PP)



(b) PP séché et broyé



(c) PPAC

Figure IV.3: Les étapes de synthèse du charbon actif à base d'épluchures de pomme de terre (PP)

Pour une meilleure compréhension visuelle de la procédure, l'organigramme ci-dessous (**Figure IV.4**) illustre les étapes clés de la synthèse du charbon actif (PPAC) :

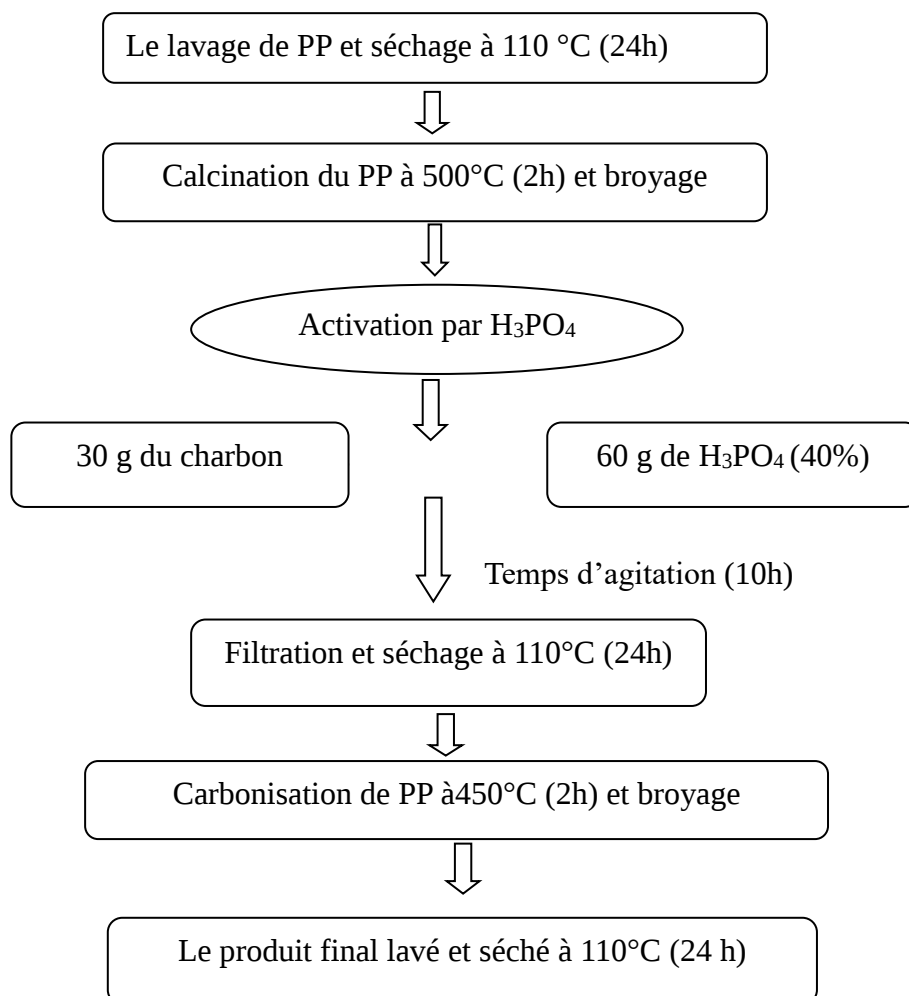


Figure IV.4 : Les étapes clés de synthèse du charbon actif PPAC

IV.3.4 Techniques de caractérisation spectroscopique par infrarouge à transformée de Fourier (FTIR)

Afin d'identifier les groupes fonctionnels des biomatériaux utilisés pour le traitement de l'eau usée, la spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier (FTIR) est employée. Cette technique est largement utilisée pour la caractérisation des matériaux **(Kowalczyk and Pitucha 2019)**, **(Choumane et al. 2021)**. Elle repose sur l'absorption spécifique du rayonnement infrarouge par les liaisons chimiques, générant un spectre unique pour chaque matériau **(Blazewicz and Paluszkiewicz 2001)**. Dans cette étude, les analyses sont réalisées à l'aide d'un spectromètre FTIR Agilent Cary 630, piloté par le logiciel MicroLAB, représentant une approche standard pour les biomatériaux. L'avantage de cette méthode réside dans sa capacité à analyser rapidement les échantillons avec une préparation minimale, permettant un débit élevé et une manipulation réduite. Le protocole d'analyse requiert une quantité minimale d'échantillon (environ 0,1 mg pour les solides ; une goutte pour les liquides). Les spectres sont enregistrés dans la plage 4000-600 cm^{-1} . Les analyses des échantillons par spectroscopie infrarouge ont été effectuées au sein du laboratoire physicochimique de l'université de Saida, afin d'identifier le maximum des principales fonctions chimiques présentes à la surface des matériaux étudiés ; correspondant à des groupes fonctionnels (O-H, N-H, C=O, C-H, etc.).

IV. 3.5 Techniques de l'Analyse Thermique Gravimétrique (ATG)

L'analyse thermogravimétrique (ATG) consiste à mesurer la variation de masse d'un échantillon en fonction de la température, dans une atmosphère contrôlée. Cette méthode présente plusieurs avantages : elle est simple, rapide, reproductible et nécessite seulement une dizaine de milligrammes d'échantillon. L'ATG permet de suivre la perte de poids des matériaux, qu'ils soient organiques ou minéraux **(Lahreche, S et al, 2022)**. Elle est utilisée pour déterminer la température de dégradation et évaluer la stabilité thermique d'un matériau **(Osman, A et al, 2019)**. Lors de l'analyse, l'échantillon est placé dans un creuset, tandis qu'un creuset vide sert de référence sur le bras de la balance. Le four chauffe l'échantillon de la température ambiante jusqu'à 900 °C, avec une montée en température de 10 °C par minute. Cette technique détecte les événements thermiques avec une précision de 5 à 10 °C. L'analyse a été réalisée avec un instrument Hitachi STA7200 afin d'évaluer la stabilité thermique des épiluchures de pomme de terre.

IV.3.6 Méthodologies de coagulation-floculation par procédure du jar Test

L'évaluation du processus de coagulation/floculation des eaux usées repose essentiellement sur l'analyse de la réduction de la turbidité après utilisation de coagulants chimiques et de biomatériaux. Les expériences sont réalisées au laboratoire de Génie de Procédés de l'Université Dr Moulay Tahar de Saïda, à l'aide d'un appareil de type Jar-Test, il permet de simuler à petite échelle les étapes de coagulation-floculation qui se déroulent dans les stations d'épuration, il est utilisé particulièrement pour la détermination de la dose optimale de coagulant ou de floculant dans le domaine du traitement des eaux. **(Bratby 2016)**.

La technique consiste à remplir 4 à 6 béchers de l'eau à traiter et à ajouter à chacun d'entre eux une dose croissante de coagulant ou de floculant, Ces béchers sont ensuite soumis à une agitation mécanique pendant un temps déterminé, puis laissés au repos pour permettre la décantation des particules, on pourra ainsi déterminer les doses optimums nécessaires à l'obtention d'une eau la plus claire possible.

Dans le cadre de la présente étude, l'appareil utilisé est un Jar-Test standardisé, de marque ISCO, comportant quatre agitateurs dans la vitesse de rotation peut varier entre 0 et 200 tr/min. Les pales sont de type à hélices et le volume des béchers est de 500 ml **(Figure IV.5)**.

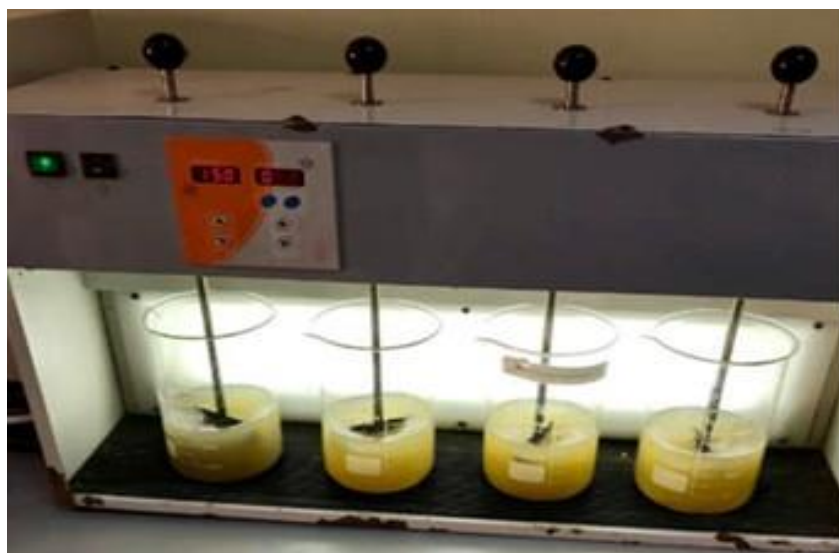


Figure IV.5: Illustration du Jar Test utilisé

Les essais sont réalisés à température ambiante en suivant un protocole expérimental standard en trois étapes successives : un mélange rapide (150 tr/min pendant 5 minutes), un mélange lent (50 tr/min pendant 20 minutes), puis une phase de sédimentation de 30 minutes. Le mélange rapide permet une dispersion uniforme du coagulant et une neutralisation efficace des charges **(Bratby 2016)**. Le mélange lent favorise la formation et la croissance de

flocs stables tout en limitant le cisaillement excessif (Jiang 2015). La sédimentation, enfin, assure la séparation gravitaire des flocs et facilite la clarification de l'eau. Après cette phase, des échantillons de 20 ml sont prélevés à 3 cm de profondeur sous la surface pour mesurer la turbidité à l'aide d'un turbidimètre calibré. Chaque test est effectué trois fois, puis les valeurs de turbidité sont moyennées afin d'assurer la fiabilité des résultats. L'efficacité du traitement est évaluée par le taux de réduction de la turbidité TR, calculé selon la relation (1) suivante :

$$TR (\%) = \frac{T_0 - T_f}{T_0} \times 100 \dots\dots\dots(2)$$

Avec : **TR%** : le taux de réduction de la turbidité ; **T₀** : la turbidité initiale avant traitement ; **T_f** : la turbidité finale après traitement.

Cette méthodologie, largement utilisée dans les études de traitement des eaux, s'appuie sur des principes bien établis. Elle vise à optimiser l'efficacité des procédés de coagulation-floculation. Dans le cadre des objectifs définis pour cette étude, plusieurs opérations sont mises en œuvre pour évaluer l'efficacité de la réduction de la turbidité. Ces opérations sont organisées en quatre étapes distinctes et seront détaillées dans ce qui suit.

IV.3.6.1 Évaluation préliminaire des coagulants chimiques conventionnels

Pour les besoins de l'expérimentation, des agents chimiques ont été utilisés parmi les plus performants dans le traitement des eaux usées. Trois coagulants couramment employés dans les procédés d'épuration ont été sélectionnés : le sulfate de cuivre pentahydraté (**CuSO₄·5H₂O**), le chlorure d'aluminium (**AlCl₃**) et le chlorure ferrique (**FeCl₃**). Leur sélection repose sur leur efficacité de traitement ainsi que leur rapport coût-efficacité.

Dans un premier temps, des essais de coagulation préliminaires ont été conduits afin d'identifier le coagulant chimique conventionnel le plus performant pour le traitement de l'eau usée étudiée. L'objectif de cette étape est double : déterminer la dose optimale de chaque produit testé et établir une référence fiable pour les comparaisons ultérieures avec les biomatériaux.

Le protocole expérimental repose sur le test de coagulation « Jar-Test », où des doses de coagulants comprises entre 0,1 g et 2 g sont ajoutées à 500 ml d'eau usée brute. Pour chaque coagulant testé, différentes durées de la phase de floculation lente ont été explorées (10, 20, 30, 40, 60 minutes) afin de déterminer le temps optimal pour la formation des flocs. L'effet du temps d'agitation est évalué donc pour des durées de 10 à 60 minutes. Les paramètres analysés incluent la turbidité résiduelle, le pH et la conductivité, permettant ainsi d'évaluer la performance des coagulants et leur impact sur les propriétés physico-chimiques.

de l'eau. Après chaque essai, la turbidité résiduelle est mesurée et le pourcentage de réduction de la turbidité TR est calculé.

IV.3.6.2 Évaluation d'un protocole de coagulation/floculation combiné (chlorure ferrique biomatériaux)

Suite à l'évaluation des coagulants chimiques conventionnels, une deuxième série d'expériences a été réalisée. Cette approche analyse les performances d'un protocole de coagulation/floculation hybride en combinant un coagulant chimique de référence, le chlorure ferrique (FeCl_3), avec chacun des biomatériaux étudiés. L'objectif est de déterminer si cette synergie permet d'améliorer l'efficacité globale du traitement des eaux usées, tout en réduisant la quantité de produits chimiques nécessaire. Le protocole détaillé de cette étude combinée est présenté dans la section suivante :

1. Préparation de la solution coagulante

Une dose fixe de chlorure ferrique (FeCl_3) est préparée à raison de **0,4 g pour 500 ml** d'eau usée.

2. Ajout des bio-floculants

Après l'introduction du FeCl_3 , différentes quantités de bio-floculants sont incorporées :

Extraits végétaux (AgEx et OpEx) : volumes testés compris entre **0,5 et 3,0 ml**.

Biomatériaux solides (PP, SD et PPAC) : masses testées comprises entre **0,1 et 1,0 g**.

Charbon actif à base d'épluchures de pommes de terre (PPAC) : masses testées comprises entre **0,1 et 1,0 g**.

3. Agitation

La suspension est d'abord soumise à un mélange rapide (150 tr/min, 5 min) afin de promouvoir la dispersion et l'initiation de la coagulation.

Elle est ensuite soumise à un mélange lent (40–50 tr/min, pendant une durée de 30mn correspondant à la phase de floculation lente.

4. Phase de décantation

À l'issue de l'agitation, les échantillons sont laissés en décantation afin de permettre la séparation solide-liquide avant analyses ultérieures. Cette approche s'aligne sur les avancées des technologies durables, comme indiqué par (Das et al. 2021), (Lwasa et al. 2024).

Après une décantation de 30 minutes, les échantillons surnageant sont analysés pour mesurer la turbidité résiduelle, le pH, la température, et la conductivité. Cette analyse permet

de déterminer les dosages optimaux pour chaque biomatériau, elles constitueront les valeurs de référence pour l'expérimentation ultérieure.

IV.3.6.3 Évaluation du protocole de coagulation/floculation de biomatériaux utilisés individuellement

Après la détermination des dosages optimaux en combinaison avec le FeCl_3 , les biomatériaux ont été testés séparément afin d'évaluer leur efficacité propre en coagulation floculation. Les essais ont porté sur l'extrait d'Agave (AgEx), l'extrait d'Opuntia (OpEx), les épluchures de pomme de terre (PP) et la sciure de bois (SD). Chaque biomatériau a été appliqué seul, selon le protocole standard du Jar Test. Les doses optimales déterminées lors du protocole **IV.3.6.2** dans la partie floculation : 3 ml pour l'(AgEx) ; 1 ml pour l'(OpEx) ; 0,2 g pour les (PP) ; 0,4 g pour la (SD) et 0.2 g pour le (PPAC), servant de référence dans cette section, pour la partie coagulation, alors que les doses de flocculants sont progressivement ajustées pour identifier la concentration la plus efficace. Cette étude comparative des biomatériaux, qu'ils soient utilisés seuls ou en combinaison avec le chlorure ferrique, fournit une base solide pour évaluer leur efficacité. Elle permet de caractériser leur potentiel intrinsèque et de déterminer leur capacité à optimiser le processus de coagulation-floculation en synergie avec un coagulant chimique.

IV.3.6.4 Efficacité comparative des combinaisons (AgEx) / (OpEx)

Cette étape évalue l'efficacité des combinaisons de l'extrait d'Agave (AgEx) et de l'extrait d'Opuntia (OpEx) dans le processus de coagulation-floculation. Ces biomatériaux, sélectionnés pour leurs performances lors des essais précédents, sont testés selon deux configurations distinctes. Dans la première configuration, l'AgEx est utilisé comme coagulant, suivi de l'OpEx en tant que flocculant. Cette combinaison favorise la neutralisation des charges et l'agrégation des particules. Dans la seconde configuration, les rôles sont inversés : l'OpEx agit comme coagulant, suivi de l'AgEx comme flocculant. Ces essais visent à évaluer la complémentarité et la synergie entre les deux biomatériaux.. En phase 1, le dosage du coagulant (AgEx) est fixé à 3 ml, tandis que différents dosages du flocculant (OpEx) (variant de 0,5 à 3 ml) sont testés.

En phase 2, un dosage de 2,5 ml pour le coagulant (OpEx) est appliqué, et divers dosages du flocculant (AgEx) (également de 0,5 à 3 ml) sont évalués. Ces dosages ont été soigneusement choisis en fonction des essais préliminaires d'optimisation réalisés antérieurement.

L'efficacité de chaque combinaison de traitement est évaluée en mesurant la turbidité résiduelle, le pH, la température et la conductivité. L'ensemble des expériences suit

Chapitre IV : Matériels et méthodologies expérimentales

le protocole complet du Jar Test, avec pour objectif la réduction maximale de la turbidité. Les résultats obtenus permettent de mieux comprendre les interactions entre les biomatériaux et leur potentiel dans des systèmes combinés.

IV.4 Conclusion

Ce chapitre a présenté la méthodologie utilisée pour évaluer l'efficacité des biomatériaux naturels dans le processus de coagulation-floculation. Les étapes expérimentales, allant de la préparation des biomatériaux et des échantillons d'eaux usées à la mise en œuvre systématique du Jar Test, ont été conçues pour garantir la fiabilité et la reproductibilité des essais. L'approche adoptée intègre l'évaluation des coagulants chimiques de référence, l'optimisation des biomatériaux utilisés seuls, leur combinaison avec le chlorure ferrique, ainsi que l'étude des interactions entre biomatériaux. L'ensemble constitue une base expérimentale solide pour comparer les performances relatives et identifier les conditions de traitement les plus efficaces. Les chapitres suivants présenteront les résultats et leur analyse critique, en vue de déterminer le potentiel réel de ces biomatériaux pour une gestion durable des eaux usées.

Chapitre V

Résultats et discussions

V.1 Introduction

Ce chapitre présente et analyse les résultats expérimentaux obtenus, selon la méthodologie expliquée au Chapitre IV. Il vise à évaluer l'efficacité de différents types de matériaux, en termes de réduction de la turbidité et d'amélioration globale de la qualité de l'eau. Étant donné la variété des matériaux étudiés et leurs mécanismes d'action spécifiques, le chapitre est organisé en trois parties principales : résultats et performances des biomatériaux liquides ; résultats et performances des biomatériaux solides et résultats et performances du charbon actif synthétisé (PPAC). Pour garantir une analyse rigoureuse, la démarche expérimentale pour ces trois catégories de matériaux repose sur des étapes standardisées : Chaque partie débutera par la présentation des résultats de la spectrométrie infrarouge (IR), permettant de caractériser précisément la composition chimique et les groupes fonctionnels des matériaux avant d'aborder leurs performances. La deuxième étape sera consacrée à la détermination du coagulant chimique de référence, une étape préliminaire cruciale pour établir une base de comparaison solide pour la suite de l'expérimentation pour les trois types de matériaux. L'analyse se concentrera ensuite sur les biomatériaux liquides, à savoir l'extrait d'Agave (AgEx) et l'extrait d'Opuntia (OpEx) ; leur étude initiale est justifiée par leurs propriétés physico-chimiques distinctes (présence de mucilages, polysaccharides solubles) qui influencent leurs mécanismes de dispersion et leurs interactions avec les particules colloïdales. Cette section évaluera leurs performances d'abord en combinaison avec le chlorure ferrique, puis lorsqu'ils sont utilisés individuellement, ainsi qu'associés avec les autres biomatériaux liquides. Les sections suivantes détailleront les résultats liés aux biomatériaux solides selon les mêmes étapes et se concluront par l'analyse des capacités d'adsorption du charbon actif (PPAC). Pour chaque partie, les résultats seront présentés de manière séquentielle (figures, tableaux) et feront l'objet d'une discussion approfondie visant à interpréter les phénomènes observés et à évaluer le potentiel de ces matériaux pour une dépollution durable des eaux usées.

V.2 Résultats et performances des biomatériaux liquides**V.2.1 Spectrométrie infrarouge (IR) des extraits d'agave et d'opuntia**

Les résultats de la spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier (FTIR) sont présentés dans la figure **V.1 (a)** pour les extraits d'agave (AgEx) et d'opuntia (OpEx). Ces résultats permettent d'identifier les groupes fonctionnels impliqués dans les mécanismes de coagulation et de floculation.

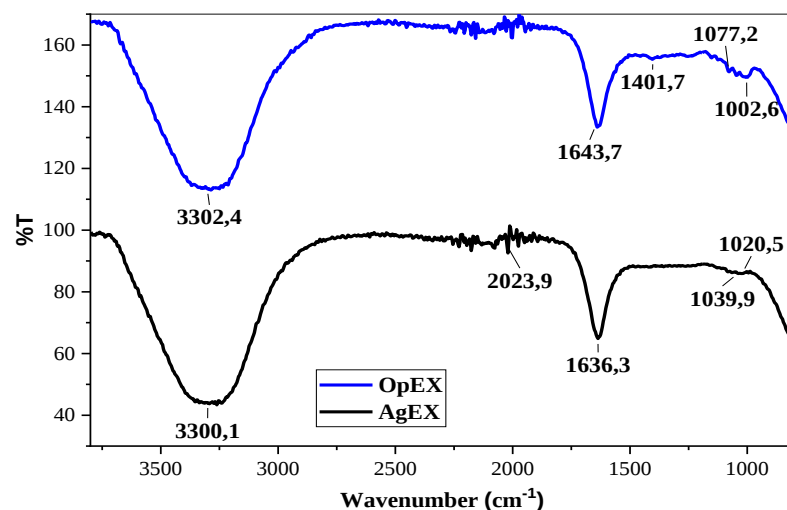


Figure V.1: Spectre FT-IR des biomatériaux liquides AgEX et OpEX

La figure **V.1** présente le spectre FTIR de l'extrait d'Agave (AgEX), révélant plusieurs bandes caractéristiques associées à des groupes fonctionnels impliqués dans les mécanismes de floculation et de coagulation. La bande d'absorption la plus marquante apparaît à **3300,1 cm⁻¹**, correspondant à l'élongation des liaisons O–H des groupes hydroxyle. Ces groupes, présents notamment dans les glucides et les phénols, sont connus pour leur capacité à former des liaisons hydrogène (**Ortega et al., 2019**). Cette propriété favorise l'adsorption des particules colloïdales et en suspension, ce qui facilite leur agrégation au cours du processus de coagulation (**Koul et al., 2022**). Une autre bande intense, localisée à **1636,3 cm⁻¹**, est attribuée aux vibrations d'élongation C=O ainsi qu'à la présence de groupes phénoliques (**Almutairi & Ali, 2015**). Ces groupements fonctionnels jouent un rôle déterminant dans l'interaction avec les ions métalliques et les polluants organiques, contribuant à la neutralisation des charges et à l'élimination des contaminants de l'eau (**López-Maldonado et al., 2020 ; Na et al., 2020**). Dans la région des **1039,9 cm⁻¹**, une bande plus faible est associée aux vibrations C–O des groupes carboxyle (**Feng et al., 2019 ; Galinari et al., 2017**) ainsi qu'aux liaisons glycosidiques des polysaccharides (**Cheng et al., 2016 ; Espinosa-Velázquez et al., 2017**). Une autre bande à **1020,5 cm⁻¹** correspond aux vibrations du groupe éther (C–O–C) (**Ulaganathan et al., 2019**). Ces signaux traduisent une forte présence de polysaccharides tels que la cellulose et l'hémicellulose, reconnus pour leur rôle essentiel dans la formation de floccs stables grâce à leur capacité d'adsorption élevée (**Zhao et al., 2014 ; Salehizadeh et al., 2018**). Enfin, une bande mineure observée à **2023,9 cm⁻¹** suggère une contribution lipidique marginale dans l'échantillon. L'analyse bibliographique confirme que le spectre FTIR de l'extrait d'Agave (AgEX) met en évidence la présence de groupes hydroxyle, carboxyle et amino, considérés comme essentiels dans les mécanismes de floculation (**Shende &**

Chidambaram, 2023). Des similarités structurales avec les fructanes de l'artichaut et de la chicorée suggèrent que l'AgEx présente des caractéristiques favorisant son efficacité en tant que biofloculant (**Velázquez-Martínez et al., 2014 ; Castañeda-Salazar et al., 2023**). Ces constats, appuyés par la littérature scientifique, confirment son potentiel dans le traitement des eaux usées et renforcent l'hypothèse de son utilisation comme alternative naturelle aux floculants chimiques conventionnels (**Li et al., 2023**).

De manière analogue, le spectre FTIR de l'extrait d'*Opuntia ficus-indica* (OpEX), présenté dans la même figure révèle une large bande d'absorption centrée autour de **3302,4 cm⁻¹**, attribuée aux vibrations d'élongation O–H des groupes hydroxyle. Ce signal est généralement associé aux liaisons hydrogène établies entre les molécules d'eau et les groupes hydroxyle des glucides et acides (**Betatache et al., 2014 ; Quintero-García et al., 2021**). Cette capacité de liaison favorise une adsorption accrue des particules et contribue significativement au processus de floculation (**Deshmukh & Hedao, 2018 ; Otálora et al., 2022b**). Un second pic, observé à **1643,7 cm⁻¹**, est attribué aux vibrations des groupes C=O et traduit la présence de liaisons hydrogène entre les acides de mucilage et l'eau, impliquant vraisemblablement des acides uroniques (**Monrroy et al., 2017**). Ces groupes carboxylates interagissent fortement avec les molécules d'eau et les cations, ce qui augmente la viscosité du mucilage (**Rodríguez-González et al., 2014 ; Bouaouine et al., 2018**). Par ailleurs, un pic à **1401,7 cm⁻¹** correspond aux vibrations d'élongation des groupes O–H des composés phénoliques (**Quintero-García et al., 2021**). De plus, la bande située à **1077,2 cm⁻¹** est attribuée à la présence de groupes –COOH, de protéines aromatiques, de groupements phosphates ainsi que de polysaccharides (**Bouatay & Mhenni, 2014**). La zone comprise entre **1077,2 et 1002,1 cm⁻¹** correspond quant à elle aux vibrations C–O des liaisons glycosidiques des polysaccharides (**Rodríguez-González et al., 2014**). Ces polysaccharides jouent un rôle central dans l'amélioration de l'élimination des polluants, en renforçant les propriétés biofloculantes de l'OpEx (**Das et al., 2021**). Leur structure macromoléculaire confère en outre un avantage particulier pour l'élimination des métaux lourds et des colorants présents dans les eaux usées (**Qi et al., 2021**).

L'analyse FTIR des extraits d'Agave (AgEx) et d'*Opuntia ficus-indica* (OpEX) met en évidence une composition chimique globalement similaire, caractérisée par la présence de groupes hydroxyle (–OH), carboxyle (–COOH) et carbonyle (C=O). Ces groupements fonctionnels, correspondant aux polysaccharides, jouent un rôle important dans les processus de floculation et de coagulation grâce à leur aptitude importante à établir des liaisons hydrogène et à réagir avec les particules colloïdales, les ions métalliques et les polluants

organiques. Bien que les deux extraits partagent des propriétés communes en tant que biofloculant, leurs structures spécifiques leur confèrent des modes d'action complémentaires : L'extrait d'Agave se distingue par la présence de groupes amino et de fructanes, des polysaccharides aux propriétés similaires à ceux trouvés dans l'artichaut et la chicorée. Ces composés renforcent son potentiel en biofloculation en favorisant l'agrégation des particules. De son côté, l'extrait d'*Opuntia ficus-indica* révèle une forte concentration en acide uroniques et en polysaccharides phénoliques. Cette composition unique confère au mucilage une viscosité élevée et une capacité supérieure à interagir avec les cations. Ces propriétés peuvent améliorer la formation et la stabilité des floccs, tout en offrant une meilleure capacité d'élimination des métaux lourds et des colorants.

En résumé, si les deux extraits sont efficaces individuellement, leurs structures distinctes suggèrent des modes d'action complémentaires. L'utilisation combinée de ces deux biomatériaux pourrait donc offrir une alternative naturelle et performante aux flocculants chimiques, optimisant le traitement des eaux usées en tirant parti de leurs forces respectives.

V.2.2 Évaluation des réactifs chimiques dans le processus de coagulation

Cette section évalue les performances de trois coagulants de référence : le chlorure d'aluminium (AlCl_3), le sulfate de cuivre penta hydraté ($\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$) et le chlorure ferrique (FeCl_3). L'objectif est d'identifier le plus efficace pour la coagulation des eaux usées, en absence de flocculent. L'efficacité des réactifs est mesurée par leur capacité à réduire la turbidité des eaux fortement polluées. Cette analyse sert également de base de comparaison avec des alternatives issues de biomatériaux. Le protocole expérimental, fondé sur des essais Jar-Test, est détaillé dans la section « Matériel et Méthodes ». Les résultats de ces essais, exprimés en termes de taux de réduction de la turbidité TR, sont présentés dans le tableau **V.1**. Ce dernier illustre l'efficacité d'élimination de la turbidité pour les trois coagulants, à différents dosages et temps d'agitation, ceci en absence d'agent flocculant.

Tableau V.1: Evolution du taux de réduction de la turbidité TR pour différents dosages et temps d'agitation, pour les trois coagulants.

Coagulant	T_0 (NTU)	t(min)	Taux de réduction de la turbidité TR (%)								
			Dose du coagulant (g)								
			0,1	0,2	0,4	0,6	0,8	1	1,2	1,6	2
AlCl ₃	363	10	92,24	93,00	85,59	91,76	90,11	91,68	91,73	87,98	88,87
		20	94,40	93,96	90,77	91,81	92,45	89,39	91,70	90,90	89,09
		30	92,95	94,67	91,12	90,33	90,36	89,80	88,70	87,96	86,30
		60	91,22	84,73	85,61	86,50	87,90	87,02	90,24	91,18	90,05
CuSO ₄ .5H ₂ O	361	10	73,73	94,29	93,85	93,37	79,86	74,09	71,74	62,32	47,64
		20	73,32	95,67	95,78	86,20	81,80	75,06	73,98	59,55	53,46
		30	90,80	96,31	95,06	84,62	75,70	73,13	72,40	63,98	55,40
		60	89,44	96,26	96,26	85,87	80,49	72,57	71,74	64,26	45,70
FeCl ₃	321	10	90,65	97,06	98,49	96,90	83,89	87,66	84,79	82,18	80,79
		20	90,28	98,17	99,36	97,57	79,68	81,65	83,67	82,30	80,31
		30	96,35	98,53	99,84	98,41	94,64	92,49	90,84	89,47	87,88
		60	96,60	97,70	99,56	89,01	87,85	88,94	88,41	87,66	85,54

T_0 : Turbidité initiale ; t : temps d'agitation

Le tableau.2, suivant résume les dosages optimaux des divers coagulants utilisés pour la réduction de la turbidité dans le traitement des eaux usées, ainsi que leurs paramètres associés. Il comprend la turbidité initiale (NTU), la température (°C), le dosage optimal (g), le temps d'agitation optimal (min) de la phase de floculation, le taux de réduction de la turbidité TR, le pH et la conductivité (µs/cm).

Tableau V.2: Dosages optimaux des coagulants et valeurs correspondantes de TR, du pH et de la conductivité.

Coagulant	T_0 (NTU)	T (°C)	Dosage optimal (g)	$t_{opt.}$ (min)	TR (%)	pH	Conductivité (µs/cm)
AlCl ₃	363	19.8	0.2	30	94.67	6.57	2508
CuSO ₄ .5H ₂ O	361	20.2	0.2	30	96.31	6.71	2306
FeCl ₃	321	20.2	0.4	30	99.84	6.54	2597

Parallèlement, la figure V.2 montre l'évolution du taux de réduction de la turbidité TR en fonction de la dose pour chaque coagulant (AlCl_3 , $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ et FeCl_3) sur une période de 30 minutes. La durée d'agitation de 30 minutes correspond à la dose permettant d'atteindre l'efficacité maximale de réduction de la turbidité pour les trois coagulants, elle est identique pour les trois parce qu'elle dépend principalement des conditions de mélange et de l'équilibre physico-chimique du milieu, plutôt que de la nature spécifique du coagulant. Cette figure illustre donc les taux de réduction de la turbidité TR optimaux obtenus pour chaque coagulant.

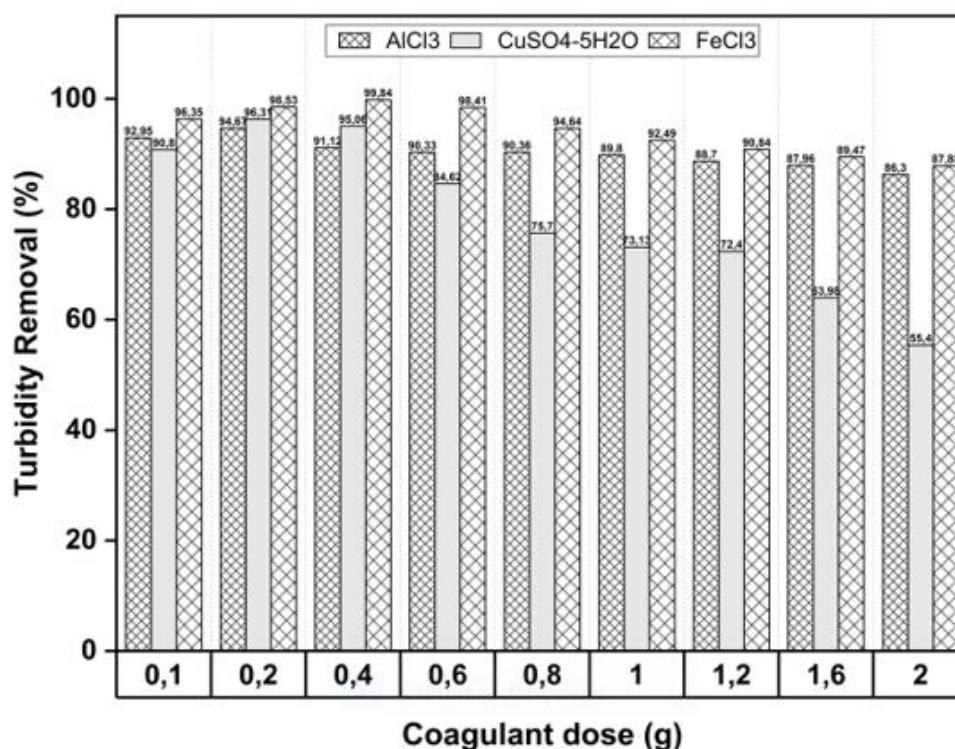


Figure : V.2 : Optimisation des dosages et comparaison des performances des coagulants AlCl_3 , $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ et FeCl_3 en termes de réduction de la turbidité.

L'exploration des résultats indique que le taux de réduction de la turbidité TR varie selon le coagulant utilisé, la dose appliquée et le temps d'agitation. Pour le chlorure d'aluminium (AlCl_3), le TR demeure supérieur à 90 % à une dose de 0,1 g, quelle que soit la durée d'agitation. Cependant, une augmentation de la dose entraîne une légère baisse d'efficacité, notamment à des concentrations élevées (1,6 g et 2 g). La dose optimale pour piéger efficacement les particules colloïdales est de 0,2 g, avec un TR de 94,67% après 30 minutes d'agitation, en accord avec les travaux de **(Bratby 2016)**.

Le sulfate de cuivre penta hydraté ($\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$) présente une performance optimale à faible dose, atteignant un TR maximal de 96,31 % à 0,2 g après 30 minutes. En revanche,

son efficacité diminue considérablement au-delà de 0,4 g, atteignant seulement 55,40% à 2 g, probablement en raison de la formation de complexes d'hydroxyde de cuivre qui limitent la disponibilité des ions actifs (Smoczyński et al. 2014).

Le chlorure ferrique (FeCl_3) se distingue par son efficacité élevée, dépassant 97 % pour des doses de 0,2 g et 0,4 g, en maintenant un TR supérieur à 80 % même à 2 g. La valeur optimale est de 99,84 % à 0,4 g après 30 minutes. Cette performance est attribuée à la formation de floccs d'hydroxyde ferrique qui piègent efficacement les particules colloïdales (Jiang 2015).

La comparaison des trois coagulants met en évidence la supériorité du chlorure ferrique (FeCl_3) en matière d'efficacité. Pour ce dernier, les valeurs de taux de réduction de la turbidité TR sont constamment élevées sur une large plage de doses. Bien que le chlorure d'aluminium (AlCl_3) présente de bons résultats à faible dose, son efficacité diminue à des doses plus élevées, ce qui concorde avec les observations sur la re-stabilisation des particules colloïdales (Sharma and Mudhoo 2010). Le sulfate de cuivre pentahydraté ($\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$) est efficace à très faible dose, mais sa performance se dégrade avec l'augmentation de la dose en raison de la formation de complexes non coagulants. Ces résultats corroborent des études récentes, soulignant que les coagulants à base de fer, tels que le FeCl_3 , surpassent généralement ceux à base d'aluminium pour réduire la turbidité des eaux usées (Song et al. 2015), (Umar et al. 2016), (Iwuozor 2019), (Jasim et al. 2022). (Hadadi et al. 2022a), (El-taweel et al. 2023), (Dhrubo et al. 2023). De plus, le FeCl_3 se distingue par sa capacité à éliminer la matière organique, surpassant d'autres coagulants comme l' AlCl_3 , grâce aux interactions entre les cations Fe(III) et les groupes fonctionnels des acides humiques, facilitant leur précipitation (Li et al. 2021), (Alnimer et al. 2024). Sa flexibilité, efficace sur une large plage de pH, contribue à réduire les coûts et à simplifier le traitement des eaux à pH variable (Ebrahimi et al. 2017). Ces résultats confirment ainsi que le FeCl_3 peut être considéré comme un coagulant de référence pour évaluer l'utilisation des biomatériaux dans les processus de coagulation/floculation pour le traitement des eaux usées, en raison de son efficacité élevée et de sa stabilité.

V.2.3 Optimisation du procédé combiné de coagulation-floculation : chlorure ferrique comme coagulant et biomatériaux liquides comme floculants

Cette section est consacrée à l'évaluation expérimentale des concentrations optimales de floculant issus de biomatériaux liquides en association avec le chlorure ferrique (FeCl_3) comme coagulant principal. Une approche expérimentale systématique est mise en œuvre

pour évaluer l'efficacité de réduction de la turbidité selon différentes concentrations des deux biomatériaux liquides distincts. Le processus d'optimisation vise à établir les dosages précis nécessaires pour une réduction maximale de la turbidité tout en maintenant des paramètres physico-chimiques optimaux. Le protocole expérimental a été mené selon une approche d'addition séquentielle (en deux étapes), typique des systèmes hybrides coagulant-floculant.

1. Phase de Coagulation : La dose optimale prédéterminée de coagulant chimique (0,4 g/500 ml d'eau brute), a été introduite en premier. Le mélange a été soumis à une agitation rapide (vitesse initiale) de 150 tr/min pendant 5 minutes afin de garantir une dispersion et une déstabilisation des colloïdes efficaces.
2. Phase de Flocculation : Immédiatement après, des concentrations variables du bio-floculant (variant systématiquement entre 0.5 et 3 ml) ont été ajoutées. La vitesse de l'agitation a été réduite à une vitesse lente (entre 40 et 50 tr/min) pour une durée de 30 minutes, permettant la formation et la croissance des floccs sous surveillance visuelle.

Cette méthodologie s'aligne sur les avancées récentes dans les technologies de traitement durable de l'eau, comme souligné dans la littérature (**Das et al. 2021 ; Lwasa et al. 2024**).

L'évaluation des performances du traitement a été réalisée par une analyse exhaustive des paramètres clés de la qualité de l'eau : la turbidité résiduelle, le pH et la conductivité. Cette approche globale a permis la détermination rigoureuse des dosages optimaux pour chaque biomatériau liquide. Les résultats complets de cette évaluation sont présentés dans le Tableau V.3 pour AgEx et V.4 pour OpEx.

Tableau V.3 : Caractérisation des performances du système hybride FeCl₃- AgEx en fonction du dosage de bio-floculant (Turbidité initiale : 320 NTU)

Dose de biofloculant (ml)	Turbidité finale (NTU)	pH	T (°C)	Conductivité (µS/cm)	TR (%)
0,5	1,10	6,03	20,2	2298	99,68
1	0,84	6,06	20,4	2285	99,73
1,5	0,63	6,9	20,2	2288	99,8
2	0,72	6,45	20,6	2290	99,77
2,5	0,70	6,43	19,7	2274	99,78
3	0,40	6,14	20,4	2276	99,87

Tableau V.4 : Caractérisation des performances du système hybride FeCl₃-OpEx. en fonction du dosage de bio-floculant (Turbidité initiale :320 NTU)

Dose de biofloculant (ml)	Turbidité finale (NTU)	pH	T (°C)	Conductivité (μS/cm)	TR (%)
0,5	40,64	6,1	20.0	2262	87,30
1	22,68	5,2	20.2	2261	92,91
1,5	23,87	4,9	20.0	2260	92,54
2	28,60	4,8	20.5	2257	91,06
2,5	29,12	4,3	19.8	2256	90,90
3	61,28	4,1	19.8	2254	80,85

L'efficacité des biomatériaux liquides testés en tant qu'adjuvants du coagulant FeCl₃ est visualisée par les figures V.3 (Turbidité), V.4 (pH) et V.5 (Conductivité). Ces graphiques permettent d'analyser l'évolution de ces paramètres clés en fonction de la concentration du bio-floculant ajouté et de déterminer les conditions d'opération optimales.

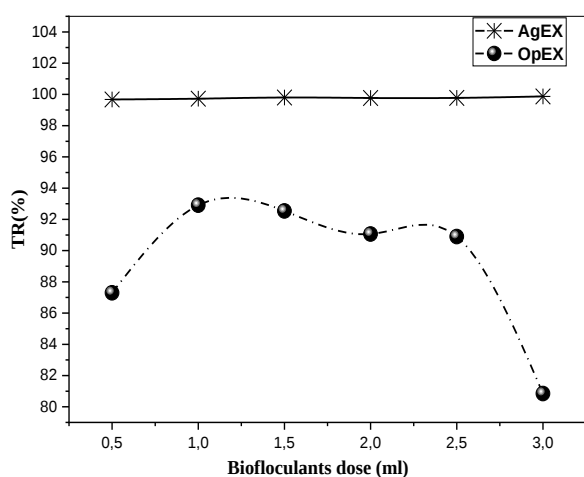


Figure V.3: Evolution du taux de réduction de la turbidité TR en fonction de la dose des biofloculants AgEx et OpEx (système hybride avec FeCl₃)

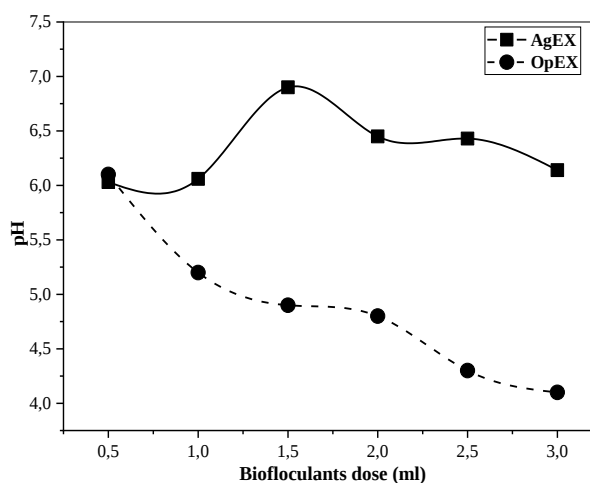


Figure V.4: Evolution du pH en fonction de la dose des biofloculants AgEx et OpEx (système hybride avec FeCl₃)

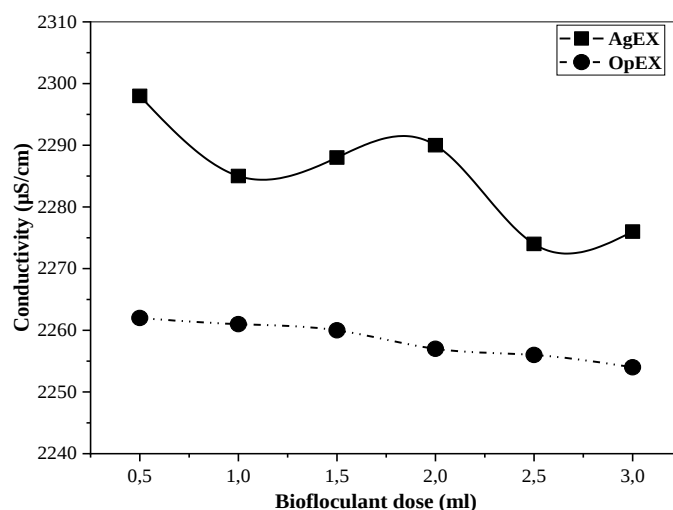


Figure V.5 : Evolution de la conductivité en fonction de la dose des biofloculants AgEx et OpEx (système hybride avec FeCl_3)

V.2.3.1 Évolution de la turbidité en fonction des doses des biomatériaux liquides testés

L'extrait d'agave (AgEx) montre une efficacité remarquable dans la réduction de la turbidité. Les valeurs d'élimination de la turbidité TR dépassant systématiquement 99 % pour tous les dosages testés (0,5 à 3 ml) et atteignant un TR maximale de 99,87 % à la dose optimale de 3 ml, ainsi, la turbidité est passée d'une valeur initiale de 320 NTU à 0,4 NTU. L'efficacité élevée de l'AgEx est attribuée à la présence de polysaccharides naturels et d'autres composés organiques, qui favorisent la formation de floccs et la sédimentation par des mécanismes tels que le pontage et la neutralisation des charges (**Salehizadeh et al. 2018**), (**Bermúdez-Bazán et al. 2021**). Par ailleurs, l'extrait d'Opuntia montre une efficacité d'élimination de la turbidité TR inférieure à celle de l'extrait d'Agave, avec des valeurs de TR allant de 80,85 % à 92,91 %. Le dosage optimal de l'extrait d'Opuntia est identifié comme étant de 1 ml, atteignant un TR maximal de 92,91 % et réduisant la turbidité à 22,68 NTU. Cependant, la diminution de l'efficacité est observée à des dosages plus élevés, tels que 3 ml, ce qui peut être attribué à la re-stabilisation des particules colloïdales causée par un excès de bio-floculant, un phénomène communément appelé 'surdosage' (**Bolto and Gregory 2007**), (**Gaviria-Bedoya and Ainhua 2024**).

V.2.3.2 Evolution du pH en fonction des doses des biomatériaux liquides testés

Le pH montre des fluctuations mineures et non linéaires, passant initialement de 6,03 à 6,9 avant de redescendre légèrement à 6,14. Ces variations limitées indiquent que l'ajout d'AgEx n'a qu'un impact modéré sur le pH dans les plages testées. Cette relative stabilité du

pH pourrait être attribuée à la capacité tampon des polysaccharides présents dans l'extrait d'agave, qui peuvent maintenir la stabilité du pH (**Santana-Jiménez et al. 2020**).

Concernant l'extrait d'Opuntia, le pH de la solution diminue significativement de 6,1 à 4,1 à des dosages plus élevés. Cette baisse de pH qui a altéré le processus de floculation et l'efficacité d'élimination de la turbidité peut être attribuée à deux mécanismes principaux. D'une part, la présence d'acides naturels dans l'extrait d'Opuntia qui contribue directement à l'acidification de la solution (**Gaviria-Bedoya and Ainhoa 2024**), d'autre part, l'interaction entre le mucilage d'Opuntia et le FeCl_3 qui favorise la formation de floccs, un processus qui libère des ions pouvant également influencer la dynamique du pH pendant la coagulation (**Otálora et al. 2022**).

V.2.3.3 Evolution de la conductivité pour les différents biomatériaux liquides testés

La conductivité varie légèrement avec l'augmentation des doses d'AgEx, passant de 2298 $\mu\text{S/cm}$ à 2228 $\mu\text{S/cm}$, suggérant l'existence d'une faible corrélation négative entre la dose d'AgEx et la conductivité. Cette tendance pourrait résulter de l'adsorption d'ions par les fructanes de l'agave, connus pour leur affinité avec les métaux, ou de la formation de complexes réduisant la force ionique globale (**Velazquez-Jimenez et al. 2013**).

Quant à la conductivité de l'extrait de l'opuntia OpEx ; elle paraît relativement stable, variant légèrement entre 2254 $\mu\text{S/cm}$ et 2262 $\mu\text{S/cm}$. Cette tendance de stabilité peut être attribuée à la faible mobilité ionique ou à la faible concentration d'acides organiques présents dans le cactus, qui sont insuffisants pour provoquer des changements substantiels de conductivité dans des conditions expérimentales (**Megersa et al. 2024**). Des études antérieures ont également signalé la stabilité de la conductivité dans l'utilisation d'Opuntia ficus-indica pour la réduction de la turbidité (**Amira et al. 2017**), (**Megersa et al. 2024**). Cette propriété fait de l'Opuntia ficus-indica une alternative appropriée aux coagulants chimiques, qui entraînent souvent des changements importants dans la conductivité de l'eau et le pH de l'eau (**Megersa et al. 2024**). Le tableau V.5 présente la dose optimum de chaque bio-floculant correspondant au maximum de l'efficacité. Cette présentation ciblée permet une comparaison plus directe de l'efficacité des différents matériaux.

Tableau V.5 : Efficacité de la coagulation avec FeCl_3 pour chaque bio flocculant liquide :dose optimale et paramètres analytiques

bio-flocculant	Dose optimale	T_0 (NTU)	T_i (NTU).	TR (%)	pH	T (°C)	Conductivité
(AgEx)	3 ml	320	0.4	99.87	6.14	20.4	2276($\mu\text{S}/\text{cm}$)
(OpEx)	1 ml	320	22.7	92.91	5.2	20.2	2261($\mu\text{S}/\text{cm}$)

T_0 = turbidité initiale (NTU). T_i =turbidité finale (NTU).TR (%) =Taux de réduction de la turbidité (%)

V.2.4 Optimisation du dosage des biomatériaux liquides pour la coagulation-floculation, utilisés individuellement

Dans cette section, les essais utilisent le même biomatériau pour la coagulation et la floculation afin de déterminer le dosage optimal de bio-flocculants garantissant une réduction maximale de la turbidité. Les doses optimales de floculation définies dans la section V.2.3 serviront de référence pour la coagulation, tandis que les doses de flocculants seront ajustées progressivement pour identifier la concentration la plus efficace pour chaque biomatériau. Les biomatériaux testés avec leur dose optimale de coagulation, sont représentés par l'extrait d'agave (AgEx, 3 ml) et l'extrait d'opuntia (OpEx, 1 ml).

Le protocole expérimental, décrit dans la section « Matériel et Méthodes », permet l'évaluation de l'efficacité des biomatériaux par l'analyse de la turbidité finale et des paramètres physico-chimiques (pH, température, conductivité). Les résultats des expériences de l'optimisation du dosage des différents biomatériaux pour la coagulation et la floculation sont donnés dans le tableau V.6 pour(AgEx) et V.7 pour OpEx.

Tableau V.6 : Évaluation du potentiel du biomatériau AgEx en tant qu'agent coagulant-flocculant autonome (Dose optimale de coagulation : 3 ml ; turbidité initiale : 345 NTU)

Dose variable de flocculant (ml)	Turbidité finale (NTU)	pH	T (°C)	Conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	TR (%)
0,5	110	7,53	19,1	2246	68,11
1	105	7,47	19,3	2244	69,56
1,5	98,3	7,4	19,1	2243	71,50
2	97,1	7,35	19,3	2241	71,85
2,5	97,4	7,33	19,3	2240	71,76
3	92,5	7,22	19,1	2236	73,18

Tableau V.7 : Évaluation du potentiel du biomatériau (OpEx) en tant qu'agent coagulant-floculant autonome (Dose optimale de coagulation : 1 ml ;turbidité initiale : 342 NTU)

Dose variable de floculant (ml)	Turbidité finale (NTU)	pH	T (°C)	Conductivité (µS/cm)	TR (%)
0,5	86,47	7,36	20,4	2472	74,71
1	76,02	7,37	20,3	2450	77,77
1,5	62,20	7,37	20,2	2460	81,81
2	63,91	7,34	20,1	2460	81,31
2,5	50,1	7,36	20,3	2450	85,35
3	53,55	7,34	20,2	2480	84,34

Le tableau **V.8** donne une synthèse de ces résultats concernant les doses optimales de bio-floculants testés. Ces résultats, incluent la turbidité initiale, les dosages optimaux, les taux de réduction de la turbidité et les paramètres physico-chimiques. Ces données permettent de comparer les performances des biomatériaux selon les doses de floculant, d'identifier les conditions optimales d'utilisation et d'explorer leur impact sur la clarification.

Tableau V.8 : Détermination et caractérisation des doses optimales des agents coagulants-floculants autonomes AgEx et OpEx

Biomatériau	T_0 (NTU)	Dose optimal de flocculation	T_f (NTU).	TR (%)	pH	T (°C)	Conductivité (µS/cm)
(AgEx)	345	3 ml	92,5	73,18	7,22	19,1	2236
(OpEx)	342	2.5ml	50,1	85,35	7,36	20,3	2450

L'interprétation graphique des tableaux **V.6** et **V.7** est présentée sur les figures **V.6** (turbidité) ; **V.7** (pH) et **V.8** (conductivité).

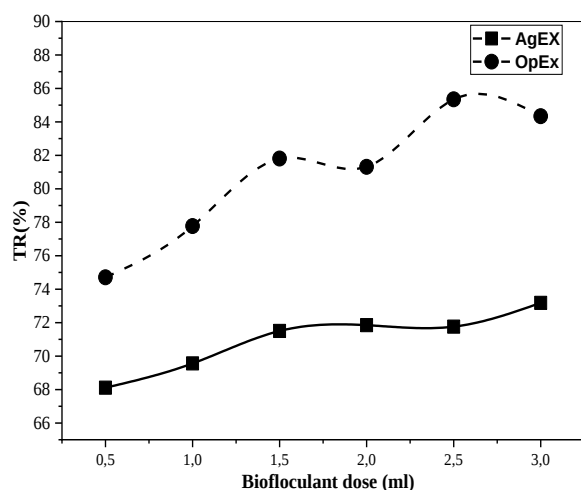


Figure V.6 : Evolution du taux de réduction de la turbidité TR en fonction de la dose des agents coagulants-floculants autonomes AgEx et OpEx

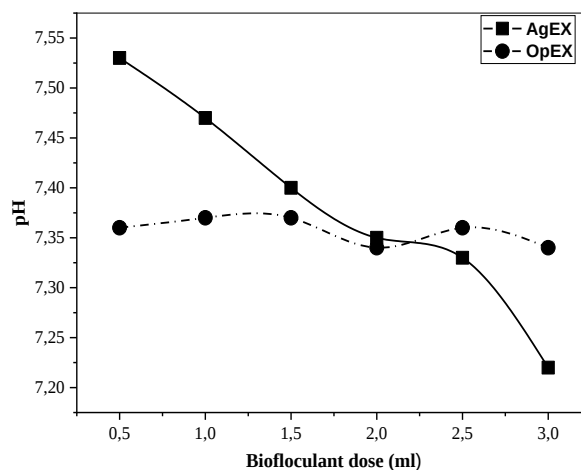


Figure V.7 : Evolution du pH en fonction de la dose des agents coagulants-floculants autonomes AgEx et OpEx

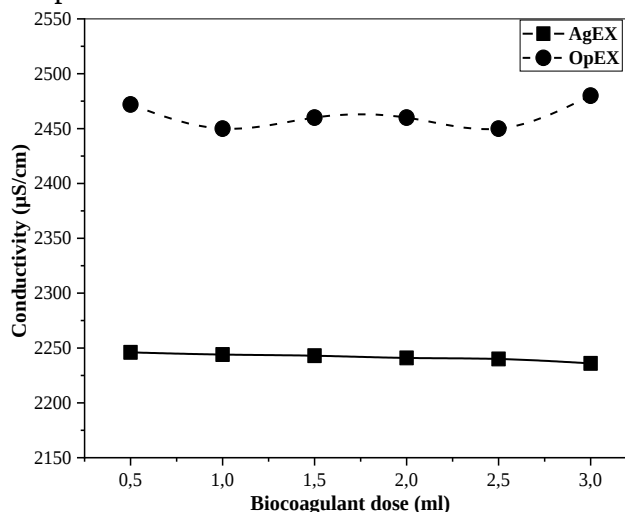


Figure V.8: Evolution de la conductivité en fonction de la dose des agents coagulants-floculants autonomes AgEx et OpEx

Les expériences avec des doses optimales de coagulant et des variations progressives des concentrations de bio-floculants révèlent des variations significatives des taux de réduction de la turbidité (TR) pour tous les biomatériaux testés. L'analyse indique des tendances distinctes pour chaque biomatériau lorsqu'il est utilisé à la fois comme coagulant et comme floculant.

V.2.4.1 Évolution de la turbidité en fonction des doses des biomatériaux liquides testés

L'extrait d'agave (AgEx) présente une TR relativement stable pour les dosages de floculants testés, avec un léger pic à 2 ml (71,85 %). Cela suggère que les performances de floculation d'AgEx sont moins sensibles aux variations de concentration lorsqu'elles sont

associées à son action coagulante. Son efficacité peut être attribuée à sa teneur en polysaccharides, qui améliore la neutralisation des charges et le pontage. Ces composants favorisent les interactions entre les particules tout en formant une épaisse couche de solvation qui stabilise les floccs. Cette stabilisation permet aux suspensions de passer de gels flocculés à des dispersions stables. Ce mécanisme illustre le double rôle de ces composants dans la création et la stabilisation de la floculation. **(Amiri et al. 2012).**

De nombreuses études ont démontré l'efficacité des flocculants à base de polysaccharides pour éliminer la turbidité des eaux. Ils suggèrent que la performance de ces composants repose sur leur capacité à interagir avec les particules en suspension via des mécanismes électrostatiques et des liaisons hydrogène **(Salehizadeh et al. 2018), (Oropeza-Guzmán et al. 2023), (Zhanget al. 2023)**. Les performances constantes d'AgEx sur une gamme de doses le positionnent comme une option fiable pour le traitement des eaux usées **(Serrano 2014)**.

L'extrait d'Opuntia (OpEx) présente une réduction de turbidité TR remarquable, avec une augmentation progressive jusqu'à une dose de bio-flocculant de 2,5 ml, atteignant un maximum de 85,35 %. Une légère diminution à 3 ml indique un effet de surdosage potentiel. Ces résultats confirment l'efficacité remarquable d'OpEx en tant que coagulant et flocculant. Cette performance s'explique par la présence de mucilages, dont la concentration joue un rôle important dans l'amélioration de la floculation. À des doses élevées du bio flocculant, une augmentation significative du taux de réduction de la turbidité TR met en évidence l'importance de ces composés dans le processus. Les mucilages, riches en polysaccharides, neutralisent les charges en diminuant les forces répulsives entre les particules. Ce mécanisme favorise le pontage entre les particules, ce qui conduit à la formation de floccs plus grands et améliore ainsi l'efficacité globale de la floculation. **(Bouaouine et al. 2019), (Javed et al. 2024), (Souza et al. 2024)**. Cependant, un dosage optimal est important ; Des quantités insuffisantes peuvent ne pas neutraliser efficacement les charges ou établir un pontage adéquat, tandis que des quantités excessives peuvent conduire à une sur-stabilisation des floccs, diminuant ainsi l'efficacité de la séparation **(Otálora et al. 2022)**.

Ces résultats sont corroborés par des recherches antérieures sur l'application d'OpEx dans les processus de coagulation-floculation pour le traitement des eaux usées **(Aguilera Flores et al. 2022), (Rodrigues et al. 2023), (Gaviria-Bedoya and Rubio-Clemente 2024), (Lwasa et al. 2024)**.

V.2.4.2 Evolution du pH en fonction des doses des biomatériaux liquides testés

En ce qui concerne le pH, les résultats de l'extrait d'agave (AgEx) montrent une légère diminution (de 7,53 à 7,22), avec l'augmentation du dosage du bio-floculant suggérant aussi une faible corrélation négative entre TR et pH. Des valeurs de pH plus faibles sont associées à un TR plus élevé. Ceci indique que, dans la plage étudiée, l'efficacité d'AgEx est légèrement améliorée dans un environnement légèrement acide. Le pH influence la charge des polysaccharides et des protéines présents dans AgEx, affectant leur capacité à neutraliser les charges colloïdales et à former des ponts (**Medina-Morales et al. 2017**).

Pour l'extrait d'opuntia (OpEx), le pH reste relativement stable à tous les dosages, fluctuant entre 7,34 et 7,37, ce qui indique l'absence d'une corrélation significative entre TR et pH. Les variations de pH semblent avoir un impact négligeable sur les performances d'OpEx, car les mucilages démontrent une stabilité sur une large plage de pH (**Van Rooyen et al. 2024**). À l'inverse, la conductivité montre une légère augmentation (de 2472 à 2480 $\mu\text{S}/\text{cm}$) avant de diminuer à la dose maximale. Ceci suggère une faible corrélation positive avec la TR, bien que cette relation reste incertaine.

V.2.4.3 Evolution de la conductivité en fonction des doses des biomatériaux liquides testés

La conductivité d'extrait d'agave (AgEx) montre des variations mineures (de 2246 à 2236 $\mu\text{S}/\text{cm}$) sans tendance claire à mesure que le dosage du bio-floculant augmentait, indiquant un impact minimal sur les performances d'AgEx. Des études antérieures suggèrent qu'une faible force ionique préserve l'intégrité des biopolymères, favorisant leurs interactions avec les particules colloïdales chargées plutôt que la neutralisation par les ions en solution (**Sagou et al. 2015**). Des études antérieures suggèrent que la conductivité d'extrait d'opuntia (d'OpEx) pourrait avoir un effet légèrement bénéfique dans la plage testée, probablement en raison de la nature poly-électrolytique des mucilages. En effet, des concentrations ioniques spécifiques pourraient favoriser l'extension des chaînes polymères et le pontage entre les particules (**Brettmann et al. 2016**). L'optimisation du dosage et des techniques d'application des biomatériaux est essentielle pour améliorer la coagulation et la floculation dans le traitement des eaux usées. Des coagulants naturels tels que le mucilage de l'Opuntia (**Choumane et al. 2017**), (**Ihaddaden et al. 2022**) le *Moringa oleifera*, l'*Aloe vera*, le *Cassia obtusifolia* (**Hadadi et al. 2022**), ont démontré une performance remarquable dans le traitement des eaux usées. Sous conditions optimales, ces alternatives écologiques permettent des réductions allant jusqu'à 99 % pour la turbidité et 80 % pour la DCO) (**Arris et al. 2021**). Leur performance dépend de divers paramètres, notamment le pH, le dosage et la

vitesse de mélange, qui nécessitent une optimisation précise (Hoonka et al. 2018). Ces résultats sont prometteurs et recèlent un potentiel important pour de futures applications (Biswal et al. 2020), (Othmani et al. 2020), (Tan et al. 2021).

V.2.5 Efficacité Comparative des Combinaisons (AgEx) /(OpEx) dans le traitement des eaux usées

Pour approfondir l'étude, les biomatériaux les plus efficaces parmi ceux étudiés c'est-à-dire , l'extrait d'Agave (AgEx) et l'extrait d'Opuntia (OpEx), sont évalués selon deux approches :

Dans la première configuration, l'AgEx agit comme coagulant et l'OpEx comme flocculant [(AgEx)/(OpEx)] pour optimiser la neutralisation des charges et l'agrégation des particules.

Dans la seconde [(OpEx)/[(AgEx)], les rôles sont inversés afin d'évaluer leur complémentarité.

Le protocole expérimental appliqué est détaillé dans la section « Matériels et Méthodes ». Les combinaisons et dosages, déterminés à partir d'essais préliminaires, sont présentés dans le Tableau V.9

Tableau V.9: Combinaisons expérimentales entre bio coagulant et bio flocculant.

phase	Coagulant	Dose	Flocculant	Dose
1	Agave (AgEx)	3 (ml)	Opuntia (OpEx)	Variant de
2	Opuntia (OpEx)	2.5 (ml)	Agave (AgEx)	0.5 à 3 ml

L'efficacité de chaque combinaison de traitement est évaluée en mesurant la turbidité résiduelle, le pH, la température et la conductivité. Le tableau V.10 présente un récapitulatif des résultats pour les deux combinaisons expérimentées dans les phases 1 et 2 :

Tableau V.10 : Performance des biomatériaux combinés.

Phase 1: AgEX Coagulant / OpEx Flocculant (Turbidité initiale= 338 NTU)					
OpEX (ml)	Turbidité (NTU)	pH	T (°C)	Conductivité (µs/cm)	TR (%)
0.5	80.84	7.93	19.6	2630	76.08
1	81.12	7.99	19.7	2650	76.00
1.5	75.94	7.97	19.8	2710	77.53
2	75.94	8.04	19.6	2720	77.53
2.5	58.81	7.84	19.8	2770	82.60
3	63.71	7.81	19.9	2810	81.15
Phase 2: OpEX Coagulant / AgEx Flocculant (Turbidité initiale = 400 NTU)					
AgEX (ml)	Turbidité (NTU)	pH	T (°C)	Conductivité (µs/cm)	TR (%)
0.5	378	7.38	19.1	2740	5,5
1	311	7.41	19.2	2750	22,25
1.5	300	7.39	19	2690	33,33
2	271	7.40	19.8	2680	43
2.5	263	7.46	19.3	2650	34,25
3	233	7.43	19.6	2680	41,75

L'interprétation graphique du tableau V.10 est présentée sur les figures (V.9, V.10 et V.11).

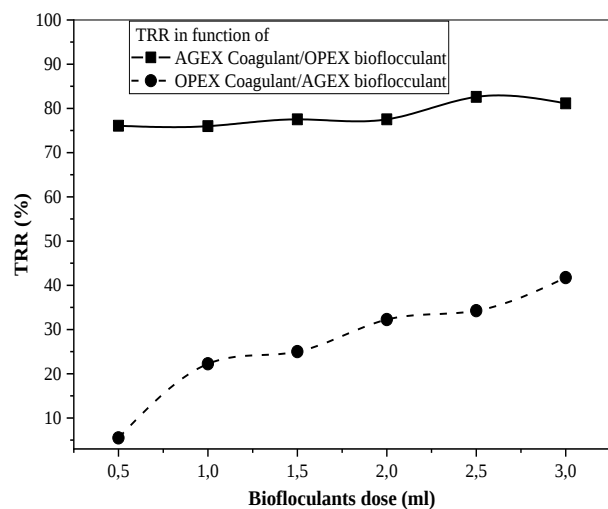


Figure V.9: Evolution du taux de réduction de la turbidité TRR en fonction des biomatériaux combinés.

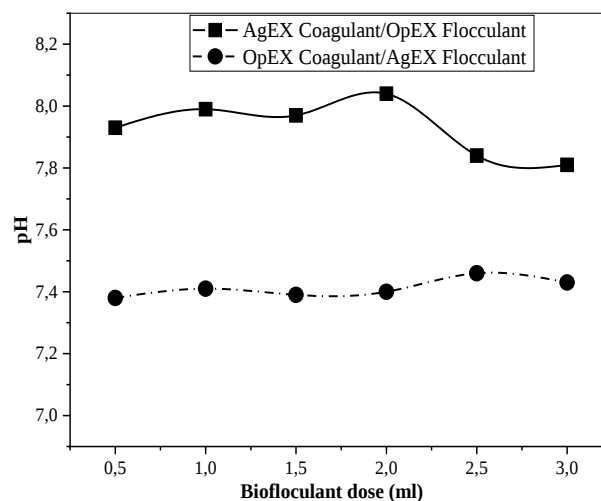


Figure V.10: Evolution du pH en fonction des biomatériaux combinés

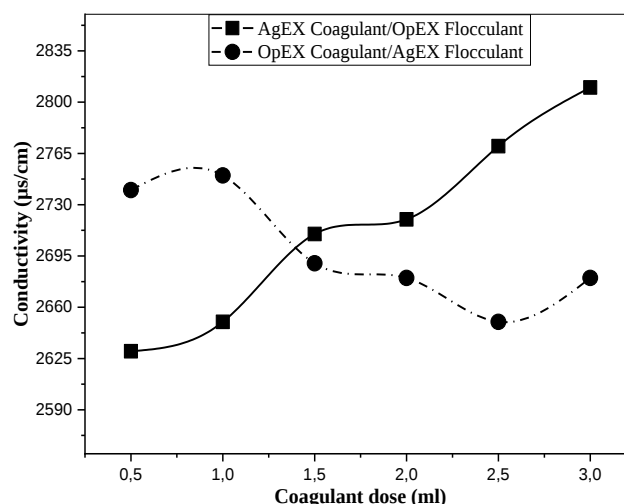


Figure V.11: Evolution de la conductivité en fonction des biomatériaux combinés

V.2.6 Analyse de l'effet synergique de la combinaison alternée des biomatériaux AgEx et OpEx dans le processus de coagulation-floculation

Les résultats présentés dans le Tableau V.10 (phase 1), révèlent que l'utilisation de l'extrait d'agave (AgEx) comme biocoagulant avec la variation de la dose de l'extrait d'opuntia (OpEx) comme biofloculant, implique une réduction significative de la turbidité. Le taux de réduction de la turbidité TR augmente avec l'augmentation de la dose d'(OpEx) jusqu'à une concentration optimale de 2,5 ml, atteignant un TR maximal de 82,60 %. Au-delà de cette dose, une légère diminution du TR est observée, suggérant un phénomène de surdosage où un excès de biofloculant pouvant interférer avec l'agrégation des particules. Les variations du pH et de la conductivité restent relativement faibles au cours de cette étape.

En revanche, les résultats du Tableau V.10 (phase 2), montrent que lorsque l'extrait d'opuntia (OpEx) est utilisé comme biocoagulant et l'extrait d'agave (AgEx) comme biofloculant, les taux de réduction de la turbidité sont considérablement plus faibles. Le TR maximal atteint dans cette configuration est de 43 % avec une dose de 2 ml d'(AgEx).

L'analyse critique des résultats met en évidence plusieurs points importants :

1. L'extrait d'opuntia (OpEx) semble être un biofloculant plus efficace que biocoagulant dans cette étude. Lorsqu'il est utilisé comme floculant après la coagulation avec (AgEx), il conduit à une agrégation et une sédimentation plus efficace des particules en suspension.
2. L'extrait d'agave (AgEx) démontre une meilleure performance en tant que biocoagulant. Sa capacité à déstabiliser les particules et à initier le processus de

coagulation semble plus prononcé que celle de (OpEx) dans les conditions expérimentales.

3. Il existe une concentration optimale de biofloculant au de laquelle un excès de biofloculant peut entraîner une diminution de l'efficacité du traitement
4. L'efficacité de la combinaison (AgEx) comme coagulant et (OpEx) comme floculant est supérieure à la combinaison inverse. Le TR maximal obtenu avec (AgEx) comme coagulant est nettement plus élevé avec un taux de réduction de turbidité de 82,60 %, tandis que la seconde combinaison n'a obtenu qu'une efficacité de 41,75 %.

Cette différence suggère que les extraits d'Agave et d'Opuntia ne sont pas interchangeables et soulève la question de pourquoi (AgEx), lorsqu'il est utilisé comme floculant, présente une efficacité inférieure à la combinaison (AgEx)/(OpEx).

D'une manière générale, l'efficacité des biomatériaux dépend de plusieurs facteurs (**Lwasa et al. 2024**), tels que leur composition biochimique et la nature des groupes fonctionnels présents (hydroxyle, carboxyle, amino, phénol, sulfhydryle), (**Gautam and Saini 2020**), ainsi que de leurs propriétés physico-chimiques, notamment la taille des particules, la solubilité et la morphologie de surface (**Moulin 2019**).

Dans le contexte de la présente étude, la différence de performance observée entre les deux combinaisons peut être attribuée aux propriétés chimiques distinctes des biomatériaux et à leurs interactions avec les particules en suspension dans les eaux usées. Ainsi, sur le plan de la composition chimique, (AgEx), en tant que coagulant, contient des polysaccharides qui favorisent la neutralisation de charge et la déstabilisation des particules colloïdales, facilitant ainsi leur agrégation (**El Bouaidi et al. 2022**). En complément, (OpEx), riche en polysaccharides et mucilages (**Salehi et al. 2019**), se distingue comme un biofloculant efficace grâce à sa structure polymérique et sa densité de charge favorisant des floccs volumineux et denses. Par ailleurs, après la déstabilisation initiale par l'(AgEx), les polysaccharides agissent par pontage et enchevêtrement, optimisant la floculation (**Otálora et al. 2022**). L'ensemble de ces mécanismes contribuant ainsi à une meilleure élimination de la turbidité. En revanche, lorsque (OpEx) est utilisé comme coagulant, sa faible densité de charge peut ne pas neutraliser efficacement les particules, ce qui conduit à une formation de floccs moins efficace (**Muruganandam et al. 2017**), (**Kurniawan et al. 2020**). Du point de vue des dynamiques d'interaction, la première combinaison d'(AgEx) et d'(OpEx) semble créer un effet synergique, où les propriétés coagulantes d'(AgEx) sont renforcées par les capacités floculantes d'(OpEx), optimisant ainsi le processus d'élimination (**Daza-Gamez et al. 2016**). La taille et la densité des floccs formés dans la première combinaison sont probablement plus

favorables à la sédimentation que celles issues de la seconde combinaison (Rebah et al. 2018).

Tableau V.11: Performances maximales des biomatériaux combinés

Phase	Combinaison	T_0 (NTU)	Dosage optimal (ml)	TR (%)	T (°C)	pH	Conductivité (μS/cm)
1	[(AgEx)/(OpEx)]	338	3 (AgEx), 2,5 (OpEx)	82,60	19,8	7,84	2770
2	[(OpEx)/[(AgEx)]]	400	2,5 (OpEx), 2 (AgEx)	43,00	19,8	7,40	2680

Les résultats présentés dans le Tableau V.11 (phase 1), révèlent que l'utilisation de l'extrait d'agave (AgEx) comme bio-coagulant avec la variation de la dose de l'extrait d'opuntia (OpEx) comme bio-floculant, implique une réduction significative de la turbidité. Le taux de réduction de la turbidité TR augmente avec l'augmentation de la dose d'(OpEx) jusqu'à une concentration optimale de 2,5 ml, atteignant un TR maximal de 82,60 %. Au-delà de cette dose, une légère diminution du TR est observée, suggérant un phénomène de surdosage où un excès de bio-floculant pouvant interférer avec l'aggrégation des particules. Les variations du pH et de la conductivité restent relativement faibles au cours de cette étape. En revanche, les résultats du Tableau V.11 (phase 2), montrent que lorsque l'extrait d'opuntia (OpEx) est utilisé comme bio-coagulant et l'extrait d'agave (AgEx) comme bio-floculant, les taux de réduction de la turbidité sont considérablement plus faibles. Le TR maximal atteint dans cette configuration est de 43 % avec une dose de 2 ml d'(AgEx).

V.3 Résultats et performances des biomatériaux solides

Cette partie est consacrée à la présentation et à la discussion des résultats relatifs aux biomatériaux sous forme solide utilisés comme agents de coagulation et de floculation. Après l'évaluation des coagulants chimiques de référence et des extraits liquides abordée précédemment au début du chapitre, l'analyse se focalise ici sur deux biomatériaux d'origine végétale : les épluchures de pommes de terre (PP) et la sciure de bois (SD). Le choix de traiter ces matériaux solides séparément se justifie par leurs propriétés particulières et leurs mécanismes d'action distincts de ceux des extraits liquides. En effet, leur structure fibreuse et leur composition (fibres cellulosiques, amidons insolubles, lignine) favorisent des processus tels que l'adsorption, le piégeage physique des particules et le pontage polymérique, reposant sur une surface de contact solide.

L'étude présentera successivement les résultats obtenus par spectrométrie infrarouge, qui permet une caractérisation précise de la composition chimique et des groupes fonctionnels des biomatériaux avant leur traitement. Ensuite, seront analysées les performances des

biomatériaux solides en association avec le coagulant chimique de référence, suivies de l'évaluation de l'efficacité intrinsèque de chaque biomatériau solide pris isolément. Cette approche détaillée facilitera la compréhension des facteurs déterminants de leur efficacité et mettra en avant le potentiel de ces ressources naturelles, abondantes et économiques, en tant qu'alternatives écologiques dans le traitement des eaux usées.

V.3.1 Spectrométrie infrarouge (IR) des épluchures de pommes de terre et de la sciure de bois

Les résultats de la spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier (FTIR) sont présentés dans la figure V.12 pour les des épluchures de pomme de terre (PP) et la sciure de bois (SD).

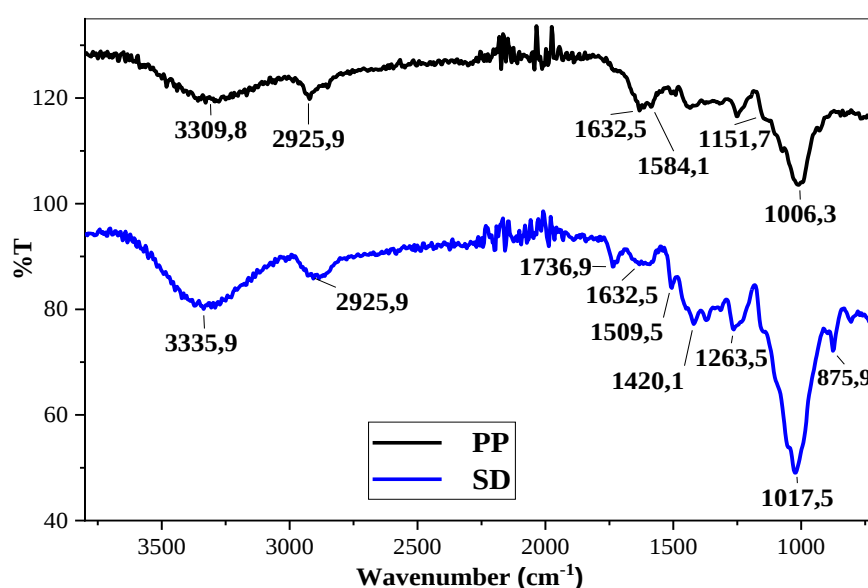


Figure V.12 : Spectre FT-IR des épluchures de pommes de terre (PP) et de la sciure de bois (SD)

A première vue, l'analyse de ces spectres révèlent des différences chimiques notables entre les biomatériaux étudiés et mettent en évidence leur influence sur l'efficacité du traitement des eaux usées.

Concernant les épluchures de pommes de terre (PP), le spectre FTIR présente plusieurs pics caractéristiques des matériaux organiques, en particulier des polysaccharides et des composants ligno-cellulosiques (Xu et al., 2019 ; Gaudino et al., 2020). Une large bande centrée à $3309,9 \text{ cm}^{-1}$ correspond aux vibrations d'élongation O-H de la cellulose, de l'hémicellulose et de la lignine (Akinhanmi et al., 2020). Le pic observé à $2925,9 \text{ cm}^{-1}$ est attribué aux vibrations d'élongation du groupe CH_2 des chaînes aliphatiques (Silverstein et al., 1991 ; Ofudje et al., 2017), tandis que celui à $1632,5 \text{ cm}^{-1}$ correspond aux vibrations $\text{C}=\text{O}$ (Akinhanmi et al., 2020). De plus, un signal à $1584,1 \text{ cm}^{-1}$ traduit la déformation des

vibrations C–H, et la bande à **1151,7 cm⁻¹** confirme la présence de lignine dans la matrice (**Choumane et al., 2018**). Enfin, un pic intense enregistré à **1006,3 cm⁻¹** est associé aux vibrations d'élongation C–O–C des fonctions cellulosiques caractéristiques des épluchures de pomme de terre (**Pathak et al., 2018**). Ainsi, l'analyse FTIR met en évidence la richesse en composés lignocellulosiques des PP et confirme leur potentiel en tant que floculant naturel, à la fois écologique et économique, particulièrement adapté au traitement des eaux usées dans les zones semi-arides (**Liu et al., 2023**).

Pour la sciure (SD), le spectre FTIR de la figure **V.11** met en évidence plusieurs caractéristiques structurales qui expliquent son efficacité en coagulation et en floculation. Une large bande centrée à **3335,9 cm⁻¹** confirme la présence de groupes hydroxyles (O–H), associés aux acides carboxyliques, alcools et phénols contenus dans les fibres cellulosiques et la lignine (**Rahman et al., 2021**). Ces fonctions hydroxyles jouent un rôle essentiel dans l'interaction avec les ions métalliques et les polluants organiques, améliorant ainsi la capacité d'adsorption de la sciure (**Adegoke et al., 2022**). Par ailleurs, le pic à **2925,9 cm⁻¹** correspond à l'élongation des groupes CH₃, tandis que la bande à **1736,9 cm⁻¹** est attribuée aux vibrations C=O des acides carboxyliques et des esters (**Alam et al., 2021**). Une large absorption à **1632,5 cm⁻¹** suggère la présence de groupes amides (N–H), et celle à **1509,5 cm⁻¹** traduit la présence de carboxylates déprotonés (COO).

La bande située à **1420,1 cm⁻¹** correspond à la déformation des groupes O–H, tandis que le signal à **1263,5 cm⁻¹** est associé aux vibrations C–O de l'hémicellulose. Enfin, des pics à **1017,5 cm⁻¹** et **875,9 cm⁻¹** indiquent respectivement la présence de composés halogénés (C–X) et de structures aromatiques (**Farinella et al., 2007**). L'ensemble de ces groupes fonctionnels confère à la sciure une forte capacité à interagir avec divers contaminants et à former des agrégats stables, confirmant ainsi son potentiel comme biomatériau adsorbant dans le traitement des eaux usées (**Shukla et al., 2002 ; Adegoke et al., 2022**).

Les deux matériaux possèdent une large bande d'absorption autour de **3300-3340 cm⁻¹**. Cette bande est caractéristique de la vibration des groupes hydroxyle (O–H), qui proviennent de la cellulose, de l'hémicellulose et de la lignine. La présence de ces groupes est cruciale, car ils sont les principaux responsables de l'adsorption et de la formation de liaisons hydrogène. Bien qu'ils partagent des bases similaires, les deux biomatériaux présentent des distinctions notables :

Le spectre des épluchures de pommes de terre (PP) montre des pics à **2925,9 cm⁻¹** et **1632,5 cm⁻¹**, qui confirment la présence de groupes aliphatiques (CH₂) et carbonyles (C=O).

Cela indique une structure riche en polysaccharides et en lignocellulose, le rendant particulièrement adapté aux processus de floculation.

Le spectre de la sciure de bois (SD), se distingue par une plus grande diversité de groupes fonctionnels. Elle présente des bandes supplémentaires à $1736,9 \text{ cm}^{-1}$ (groupes carboxyliques/esters), à $1509,5 \text{ cm}^{-1}$ (groupes carboxylates COO^-), et à $1263,5 \text{ cm}^{-1}$ (vibrations de l'hémicellulose). Cette richesse chimique peut lui conférer une plus grande polyvalence pour interagir avec une variété de contaminants, qu'ils soient organiques ou inorganiques avec les polluants, contribuant ainsi à l'efficacité du traitement.

En résumé, si les deux biomatériaux sont efficaces grâce à leur forte teneur en groupes hydroxyles, la sciure de bois se démarque par une plus grande variété de fonctionnalités chimiques, tandis que les épluchures de pommes de terre offrent une structure plus homogène et typiquement ligno-cellulosique, optimisée pour la floculation. Cette analyse FTIR souligne la complémentarité potentielle de ces deux matériaux en tant qu'adsorbants et floculant.

V.3.2 Optimisation du procédé combiné de coagulation-floculation : chlorure ferrique comme coagulant et biomatériaux solides comme floculants

Cette section est consacrée à l'évaluation expérimentale des concentrations optimales de floculant issus de biomatériaux solides en association avec le chlorure ferrique (FeCl_3) comme coagulant principal. Une approche expérimentale systématique est mise en œuvre pour évaluer l'efficacité de réduction de la turbidité selon différentes concentrations des deux biomatériaux solides (PP et SD).

Le protocole expérimental implique l'addition séquentielle de la dose optimum déjà déterminée du coagulant FeCl_3 prédéterminé (0,4 g/500 ml d'eau brute), suivie par l'introduction contrôlée de concentrations variables de bio-floculants solides dans les mêmes conditions que pour les biomatériaux liquides ; c'est-à-dire une agitation rapide à 150 tr/min pendant 5 minutes qui est réduite entre 40 et 50 tr/min pendant 20 minutes, avec surveillance visuelle des floes. La gamme de concentration est établie de manière systématique de 0,1 à 1,0 g. L'évaluation des performances est réalisée par une analyse complète des paramètres clés comprenant la turbidité résiduelle, la dynamique du pH et les mesures de conductivité, permettant une détermination précise des dosages optimaux requis pour chaque biomatériau.

Les résultats, pour les doses optimales de bio-floculants, qui sont présentés dans les tableaux V.12 et V.13 donnent un aperçu de l'efficacité de ces matériaux naturels pour réduire la turbidité.

Tableau V.12: Caractérisation des performances du système combiné FeCl_3 -(PP) en fonction du dosage de bio-floculant (Turbidité initiale : 320 NTU)

Dose de floculant (g)	Turbidité finale(NTU)	pH	T (°C)	Conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	TR (%)
0,1	0,70	5,8	20,0	2264	99,78
0,2	0,65	6,09	20,4	2207	99,79
0,3	1,44	6,24	20,0	2214	99,55
0,4	3,65	6,31	20,8	2235	98,85
0,5	6,31	6,35	20,3	2233	98,02
0,7	9,15	6,4	20,2	2250	97,14
1	14,20	6,44	20,6	2250	95,56

Tableau V.13: Caractérisation des performances du système combiné FeCl_3 -(SD) en fonction du dosage de bio-floculant (Turbidité initiale : 296 NTU)

Dose de floculant (g)	Turbidité finale (NTU)	pH	T (°C)	Conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	TR (%)
0,1	11,3	6,21	20,7	2279	96,18
0,2	9,6	6,4	20,4	2277	96,75
0,3	8,34	6,35	20,3	2256	97,18
0,4	4,38	6,43	20,2	2250	98,52
0,5	6,18	6,45	20,4	2243	97,91
0,7	9,89	6,57	20,5	2214	96,65
1	17,6	6,61	20,2	2213	94,05

Les figures V.13 , V.14 et V.15 donnent l'évolution de la réduction de la turbidité, du pH et de la conductivité au cours des expériences de l'évaluation des performances des différents biomatériaux testés, en utilisant le FeCl_3 comme coagulant et des biomatériaux solides comme floculants.

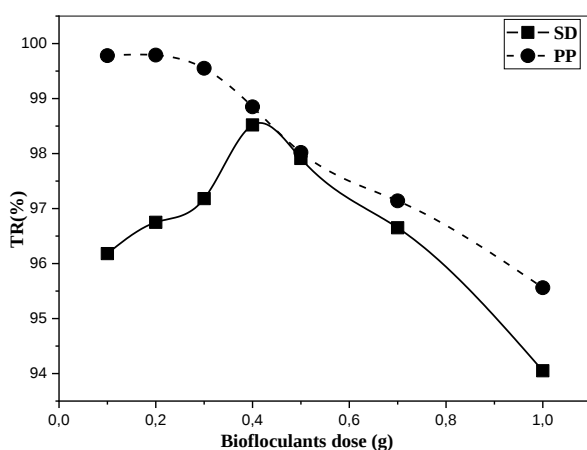


Figure V.13: Evolution du TR en fonction de la dose des biofloculants (PP et SD) (système combiné avec FeCl_3)

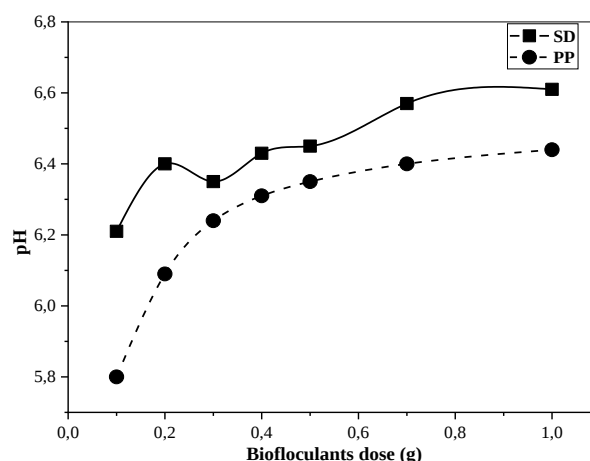


Figure V.14: Evolution du pH en fonction des doses des biofloculants (PP et SD) (système combiné avec FeCl_3)

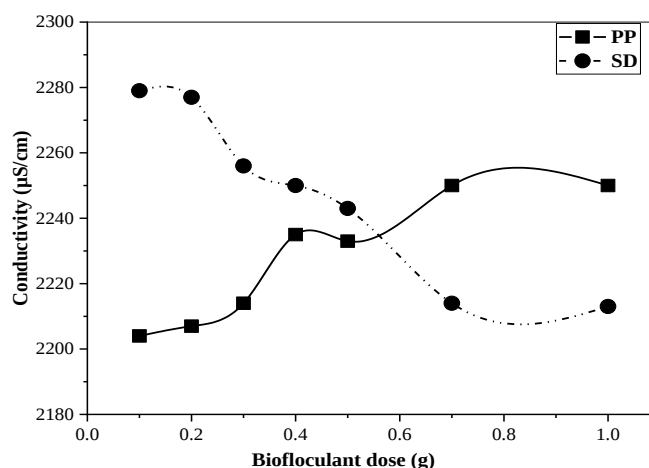


Figure.15: Evolution de la conductivité en fonction des doses

Des biofloculants (PP) et (SD)(système combiné avec FeCl_3)

Le tableau V.14 présente la dose spécifique de chaque bio-floculant qui donne la plus grande efficacité d'élimination de la turbidité. Cette présentation ciblée permet une comparaison plus directe de l'efficacité des différents matériaux.

Tableau V.14: Efficacité de la coagulation avec FeCl_3 pour chaque bio floculant solide :dose optimale et paramètres analytiques

bio-floculant	Dose optimal	T_0 (NTU)	T_i (NTU).	TR (%)	pH	T (°C)	Conductivité
(PP)	0.2 g	320	4.4	99.79	6.09	20.4	2207(μS/cm)
(SD)	0.4 g	296	0.65	98.52	6.43	20.2	2250(μS/cm)

T_0 : Turbidité initiale (NTU). T_i : Turbidité finale (NTU) **TR** : Taux de réduction de la turbidité

V.3.2.1 Évolution de la turbidité en fonction des doses des biomatériaux testés

Les épiluchures de pommes de terre (PP) démontrent une efficacité élevée dans l'élimination de la turbidité (TR), avec des valeurs allant de 95,56 % à 99,79 %. Le dosage optimal est de 0,2 g, atteignant un TR maximal de 99,79 % et réduisant la turbidité de 320 NTU à 0,65 NTU. Cette efficacité est attribuée à la teneur naturelle en amidon des (PP), qui facilite l'agrégation des particules grâce à des mécanismes tels que la neutralisation des charges et le pontage inter-particulaire (Ho et al. 2025). Cependant, l'efficacité diminue à mesure que le dosage augmente au-delà du point optimal. Cette tendance suggère qu'une concentration plus faible de (PP) est optimale lorsqu'elle est utilisée avec FeCl_3 . Les dosages les plus élevés, correspondent probablement à des situation de saturation des sites actifs du bio-floculant, ce qui limite la capacité du bio-floculant à interagir avec des particules supplémentaires (Liu et al. 2023b).

La sciure de bois (SD) montre également une remarquable efficacité en tant que bio-floculant, avec des valeurs d'élimination de la turbidité (TR) allant de 94,05 % à 98,52 %. Le dosage optimal est déterminé à 0,4 g, atteignant un TR maximal de 98,52 % et réduisant la turbidité de 296 NTU à 4,38 NTU. Cette efficacité est attribuée à la teneur en lignine et de cellulose de la (SD), qui aide à la formation de floccs. Toutefois, sa teneur relativement faible en agents floculants actifs par rapport à d'autres biomatériaux limite ses performances globales (**Adegoke et al. 2022**), (**Rahman and Khondoker 2024**).

V.3.2.2 Evolution du pH pour les différents biomatériaux testés

Tout au long du processus, le pH reste relativement stable, allant de 6,09 à 6,44, indiquant que l'utilisation de (PP) a un impact insignifiant sur la chimie de l'eau. Cette stabilité peut être attribuée aux propriétés neutres des principaux composants des pelures de pommes de terre, tels que l'amidon et la cellulose, qui ne modifient pas significativement le pH de l'eau (**Goyi et al. 2024**), (**Lal et al. 2024**). Certaines études indiquent que la stabilité du pH pendant le traitement avec des bio-floculants à base de peau de pomme de terre souligne leur adéquation aux applications de purification de l'eau (**Choumane et al. 2021**). Ces résultats concordent avec des études antérieures qui mettent en évidence la capacité tampon des matériaux à base d'amidon, qui aide à maintenir un environnement de pH stable propice à la floculation (**Goyi et al. 2024**). Une tendance générale à la hausse du pH est observée avec l'augmentation des doses de sciure, passant de 6,2 à 6,61 pour des doses comprises entre 0,1 g et 1 g. Cette corrélation positive suggère que la sciure libère des composants alcalins, tels que des hydroxydes ou des carbonates, ou consomme des ions H^+ présents dans l'eau. Ces observations sont cohérentes avec des travaux antérieurs montrant que les matériaux ligno-cellulosiques, tels que la sciure, peuvent augmenter le pH d'une solution en raison de leur composition chimique et de leur réactivité (**Renault et al. 2009**), (**Rahman and Khondoker 2024**). Par ailleurs, la libération d'ions alcalins comme le potassium ou le calcium, provenant de la structure du bois, ou des réactions impliquant la lignine, pourrait également contribuer à cette augmentation (**Liu et al. 2023a**).

V.3.2.3 Evolution de la conductivité pour les différents biomatériaux testés

Les valeurs de la conductivité montrent une légère variation avec l'augmentation des doses du (PP), diminuant initialement de 2264 $\mu S/cm$ à 2207 $\mu S/cm$ pour des doses de 0,1 g à 0,2 g. Elles augmentant par la suite légèrement à 2250 $\mu S/cm$ à des doses de (PP) plus élevées. Cette tendance non linéaire s'explique par l'adsorption initiale des ions par l'amidon et les polysaccharides des (PP), qui réduit la force ionique globale, un comportement observé

avec d'autres flocculants à base d'amidon(Santacruz 2014), (Goyi et al. 2024). À des doses plus élevées, la saturation des sites d'adsorption peut entraîner la libération d'ions ou de composés organiques solubles, tels que des acides organiques, contribuant à l'augmentation de la conductivité, conformément aux études sur la libération de composés phénoliques par les (PP) lors du traitement des eaux (Mushtaq et al. 2024),(Nguyen et al. 2024).L'ensemble des observations sont cohérentes avec d'autres études qui ont démontré l'efficacité des épluchures de pommes de terre dans l'élimination de la turbidité de l'eau (Guo et al. 2015).

Les résultats de la conductivité montrent une corrélation non linéaire avec l'augmentation du dosage de sciure, fluctuant entre 2213 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et 2279 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Cette tendance résulte des interactions complexes reflétant le rôle de la cellulose et de la lignine dans la modulation de la conductivité, comme le soulignent (Ahmed et al. 2018). Le rôle de la cellulose et de la lignine dans la modulation de la conductivité est bien documenté. La cellulose, avec ses nombreux groupes hydroxyles, interagit avec les ions, tandis que la lignine, grâce à ses structures aromatiques et phénoliques, offre des sites d'adsorption supplémentaires (Sciban et al. 2006), (Bahrodin et al. 2021).

V.3.3 Optimisation du dosage des biomatériaux solides pour la coagulation-floculation, utilisés individuellement

Dans cette section, les essais sont réalisés en utilisant un même biomatériau à la fois pour la coagulation et la floculation. Il s'agit de se focaliser sur la détermination du dosage optimal de bio-floculant pour obtenir une réduction maximale de la turbidité. Les doses optimales précédemment établies pour la coagulation servent de référence. Tandis que les doses de floculant sont progressivement modifiées pour identifier la concentration la plus efficace pour chaque biomatériau. Les doses de coagulant sont fixes alors que les doses des floculant sont ajustées. Les biomatériaux testés avec leur dose optimale de coagulation, incluent les pelures de pomme de terre (PP, 0,2 g) et la sciure de bois (SD, 0,4 g). Le protocole expérimental, décrit dans la section « Matériel et Méthodes », permet l'évaluation de l'efficacité des biomatériaux par l'analyse de la turbidité finale et des paramètres physico-chimiques (pH, température, conductivité). Les résultats des expériences de l'optimisation du dosage des différents biomatériaux pour la coagulation et la floculation sont résumés dans les tableaux V.15 et V.16.

Tableau V.15 : Évaluation du potentiel du biomatériau (PP) en tant qu'agent coagulant-floculant autonome (Dose optimale de coagulation : 0.2 g ; turbidité initiale : 345 NTU)

Dose du floculant (g)	Turbidité finale (NTU)	pH	T (°C)	Conductivité (μS/cm)	TR (%)
0,1	100	7,62	19,8	2294	71,01
0,2	105	7,56	19,7	2304	69,56
0,3	110	7,44	19,5	2327	68,11
0,4	117	7,48	19,8	2338	66,08
0,5	121	7,57	19,5	2336	64,92
0,7	124	7,51	19,8	2334	64,05
1	132	7,42	19,8	2334	61,73

Tableau V.16 : Évaluation du potentiel du biomatériau (SD) en tant qu'agent coagulant-floculant autonome (Dose optimale de coagulation : 0.4g ; turbidité initiale : 361 NTU)

Dose de floculant (g)	Turbidité finale (NTU)	pH	T (°C)	Conductivité (μS/cm)	TR (%)
0,1	200	7,7	19,2	2310	44,59
0,2	190	7,74	19,2	2306	47,36
0,3	168	7,78	19,1	2304	53,46
0,4	186	7,93	19,1	2301	48,47
0,5	203	7,95	19,3	2300	43,76
0,7	205	7,96	19,1	2299	43,21
1	218	8	19,5	2289	39,61

TR : Taux de réduction de la turbidité. T_0 = Turbidité initiale (NTU).

L'interprétation graphique des tableaux V15 et V16 est présenté sur les figures V.16, V.17 et V.18)

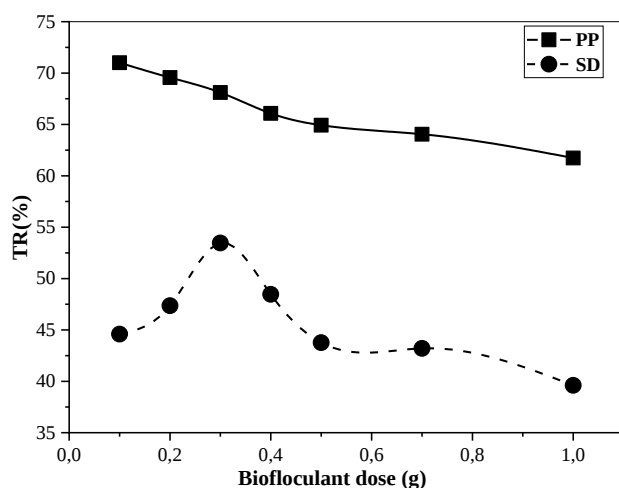


Figure V.16: Evolution du TR en fonction de la dose des agents coagulants-floculants autonomes (SD) et(PP)

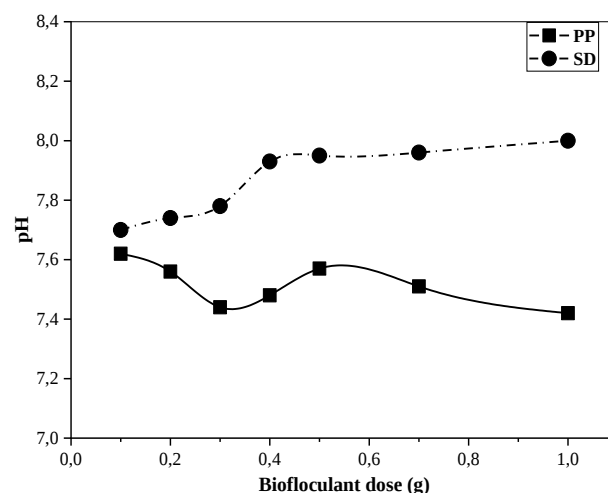


Figure V.17 Evolution du pH en fonction de la dose des agents coagulants-floculants autonomes (SD) et(PP)

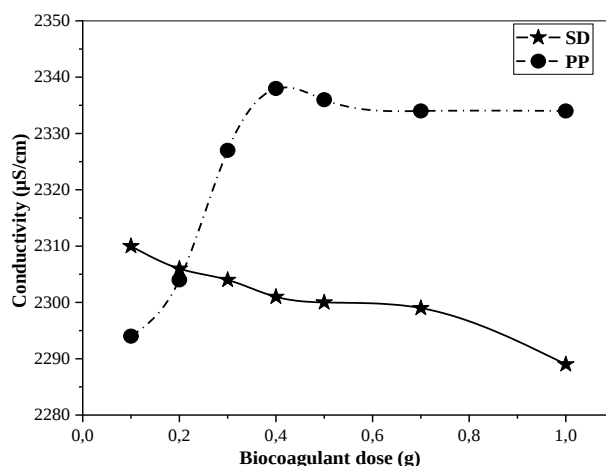


Figure V.18: Evolution de la conductivité en fonction de la dose des agents coagulants-floculants autonomes (SD) et (PP)

Le tableau V.17 donne une synthèse de ces résultats concernant les doses optimales de bio-floculant testés. Ces résultats, incluent la turbidité initiale, les dosages optimaux, les taux d'élimination de la turbidité et les paramètres physico-chimiques. Ces données permettent de comparer les performances des biomatériaux selon les doses de floculant, d'identifier les conditions optimales d'utilisation et d'explorer leur impact sur la clarification.

Tableau V.17 : Détermination et caractérisation des doses optimales des agents coagulants-floculants autonomes (PP) et (SD)

bio-floculant	T_0 (NTU)	Dose Optimale de floculation	T_f (NTU).	TR (%)	pH	T (°C)	Conductivité ($\mu\text{S/cm}$)
(PP)	345	0.1 g	100	71,01	7,62	19,8	2294
(SD)	361	0.3 g	168	53,46	7,78	19,1	2301

T_0 : Turbidité initiale (NTU). T_f : Turbidité finale (NTU). **TR (%)** : Taux de réduction de la turbidité

V.3.3.1 Évolution de la turbidité en fonction des doses des biomatériaux solides testés

Les résultats pour les épluchures de pommes de terre (PP) montrent une diminution progressive du TR avec l'augmentation du dosage du bio-floculant. Le taux de réduction de la turbidité (TR) le plus élevé, soit 71,01 %, est obtenu avec un dosage minimal de 0,1 g. Cela indique qu'une concentration plus faible est plus efficace pour la floculation lorsque le PP est utilisé simultanément comme coagulant et floculant. Cette caractéristique peut être liée à la nature des amidons et des fibres dans les pelures de pommes de terre. À des concentrations plus élevées, des composés tels que les amidons et les fibres en excès peuvent provoquer une

re-stabilisation des particules. De plus, ils augmentent la viscosité, ce qui limite l'efficacité du processus de floculation. (Ahmad et al. 2006). La re-stabilisation des particules peut résulter de deux mécanismes principaux : la neutralisation des charges et les interactions compétitives. Dans le cas de la neutralisation des charges, une concentration excessive de coagulant peut saturer les sites de liaison ou engendrer des interactions négatives, réintroduisant des charges qui provoquent une répulsion entre les particules, (Zhu et al. 2018), (Saxena and Brighu 2020). Dans le second cas, une concentration excessive augmente la compétition pour les sites de liaison, ce qui entrave la formation de floccs suffisamment grands favorables pour une sédimentation efficace (Moreno-Chavez et al. 2020).

La sciure (SD) s'est révélée être le bio-floculant le moins efficace par rapport au reste des bio-floculant testés. Les résultats indiquent que le TR maximal n'est que de 53,46 %. Ce taux est obtenu avec un dosage de 3 ml pour une turbidité initiale de 361 NTU. Le résultat montre qu'au-delà du pic de la performance de la floculation, le TR diminue à mesure que les doses augmentent. Cela illustre une plage de dosage optimale restreinte, typique des matériaux tels que la sciure. La composition organique complexe de la sciure, comprenant de la lignine et de la cellulose, explique en partie ce phénomène. (El-Gaayda et al. 2021). À faible dose, le nombre limité de points de contact réduit la neutralisation des charges et le pontage entre les particules, compromettant la floculation (Fu and Chung 2011). À des doses plus élevées, l'augmentation de la viscosité et le déséquilibre structurel des floccs diminuent encore davantage les performances (Renault et al. 2009). Des concentrations excessives peuvent également entraîner une surcharge de particules ou un encombrement stérique, limitant l'efficacité globale (Lee et al. 2014). Ce comportement suggère que la sciure a une plage de dosage optimale relativement étroite, au-delà de laquelle son efficacité de floculation diminue.

V.3.3.2 Évolution du pH en fonction des doses des biomatériaux solides testés

En ce qui concerne le pH, des épiluchures de pommes de terre (PP) les résultats suggèrent une légère tendance à la baisse (de 7,62 à 7,42). Les valeurs les plus élevées du pH sont généralement associées à des valeurs de TR plus élevées, le TR maximal (71,01 %) étant observé à un pH de 7,62. De plus, il semble y avoir une faible corrélation positive entre TR et pH, indiquant qu'un environnement légèrement plus alcalin peut favoriser les performances du (PP) dans la plage testée. Des études récentes indiquent qu'une plage de pH optimale de 7,0 à 8,0 améliore la neutralisation des charges et le pontage, améliorant la formation de floccs et la sédimentation (Choumane et al. 2017), (Haleem et al. 2023).

Pour ce qui concerne le pH, de la sciure de bois (SD) les résultats indiquent une légère augmentation du pH (de 7,70 à 8,00) à mesure que le dosage de sciure augmente, l'efficacité diminuant après le point optimal. La corrélation entre le pH et son efficacité reste faible. Cependant, la sciure semble afficher une performance légèrement supérieure dans une plage de pH légèrement alcaline (Ysbaa et al. 2024).

V.3.3.3 Évolution de la conductivité en fonction des doses des biomatériaux solides testés

La conductivité de (PP) augmente légèrement (de 2294 à 2334 $\mu\text{S}/\text{cm}$) avec l'augmentation des doses du bio-floculant, suggèrent une corrélation négative probable entre TR et conductivité. Le TR maximal coïncide avec la conductivité la plus faible (2294 $\mu\text{S}/\text{cm}$), car une conductivité réduite diminue la présence d'ions concurrents, facilitant ainsi le pontage entre les particules et améliorant la formation de floccs (Bratby 2016), (Choumane et al. 2017). Dans l'ensemble, des valeurs de pH et de conductivité plus faibles sont associées à une meilleure réduction de la turbidité, bien que les corrélations restent faibles.

Les résultats de conductivité de (SD) montrent une légère diminution, passant de 2310 à 2289 $\mu\text{S}/\text{cm}$, à mesure que les doses de sciure augmentent, avec un TR maximal qui se produit à une conductivité de 2304 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Parallèlement, la corrélation entre la conductivité et le taux de réduction de la turbidité est faible et non monotone. Ce constat suggère qu'une conductivité légèrement réduite peut favoriser une meilleure floculation des particules. Ainsi, une conductivité optimale pourrait contribuer à améliorer l'efficacité globale du traitement (Xu et al. 2022).

V.4 Résultats et performances des biomatériaux synthétique (PPAC)

Cette partie est dédiée à la présentation et à la discussion des résultats relatifs au matériau synthétique sous forme solide PPAC (charbon actif à base de biomasse de pomme de terre) utilisé comme agent d'adsorption dans le traitement des eaux usées. A la suite de l'évaluation des coagulants chimiques de référence et des biomatériaux liquides et solides abordée dans les sections précédentes, l'analyse se concentre ici sur ce matériau synthétique dont les propriétés spécifiques et mécanismes d'action diffèrent des biomatériaux naturels. En effet, sa porosité élevée et sa surface spécifique importante favorisent des processus d'adsorption physique ainsi que des interactions chimiques avec les polluants dissous.

L'étude s'ouvrira par la présentation des résultats de la spectrométrie infrarouge caractérisant la structure chimique du PPAC, avant d'aborder son efficacité intrinsèque en adsorption, sa performance combinée avec un coagulant chimique de référence, puis l'examen de son utilisation individuelle en tant que coagulant et floculant en même temps

dans le processus de coagulation floculation. Cette analyse approfondie permettra de mieux comprendre les facteurs influençant son efficacité et de valoriser ce matériau synthétique, produit à partir de ressources agricoles peu valorisées, comme une alternative prometteuse et durable dans le traitement des eaux usées.

V.4.1 Spectrométrie infrarouge (IR) du Charbon actif synthétisé

La spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier (FTIR) a été employée pour caractériser le charbon actif (PPAC) obtenu à partir d'épluchures de pommes de terre. Les résultats sont représentés sur la figure V.19.

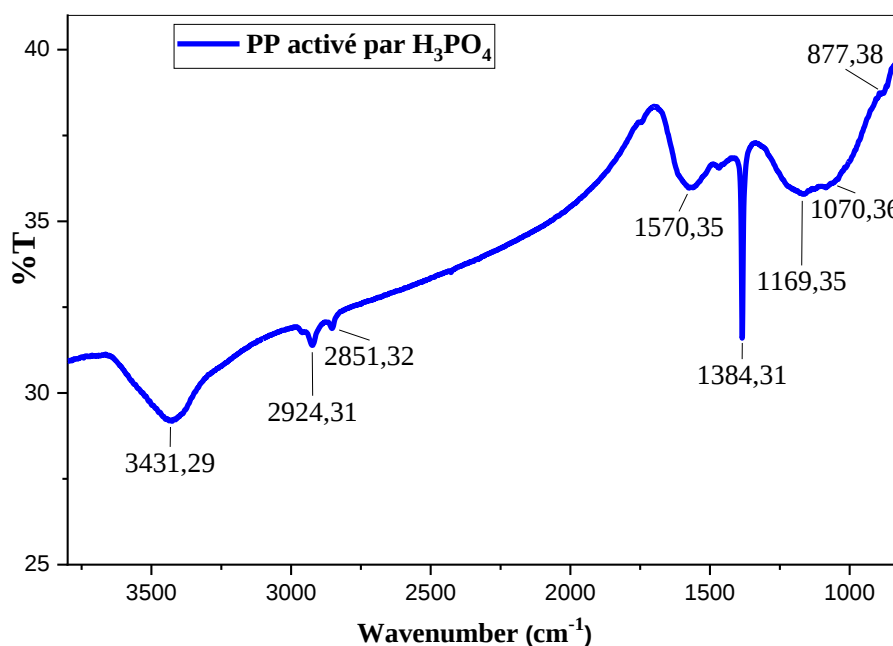


Figure V.19 : Spectre FT-IR du matériau synthétisé : charbon actif à base d'épluchures de pommes de terre (PPAC)

L'interprétation du spectre a permis d'identifier les pics suivants : Un pic large et intense autour de **3431 cm⁻¹** est la signature des vibrations d'élongation des liaisons O-H, caractéristiques des alcools et des phénols (**El Nemr A et al, 2015**). Ce signal est crucial car il indique la présence de sites d'adsorption riches en hydrogène à la surface du charbon. La présence de groupes aliphatiques est confirmée par des pics à **2925 cm⁻¹** (groupes méthylène, -CH₂) et à **2851 cm⁻¹** (groupes méthyle, -CH₃), ce qui correspond à des fragments de la biomasse d'origine (**Alam, S. et al, 2021**). Le pic à **1570 cm⁻¹** est attribué aux vibrations du groupe carboxylate déprotoné (COO⁻), tandis que la bande à **1384 cm⁻¹** suggère la présence de groupes carboxyliques (-COOH) issus de la pectine. Ces groupes sont essentiels pour la fixation des cations métalliques et d'autres polluants par échange d'ions. Les pics à **1384 cm⁻¹** et **877 cm⁻¹** sont liés aux espèces phosphorées introduites par l'acide phosphorique (H₃PO₄),

l'agent d'activation utilisé. Cela indique une bonne incorporation de l'agent activateur à la surface du matériau, ce qui est crucial pour le développement d'une structure microporeuse (Hashemian S et al, 2015).

Les pics entre 1070 cm^{-1} et 1169 cm^{-1} sont complexes et peuvent être associés à plusieurs types de liaisons, notamment celles des alcools (C-O), des acides carboxyliques (C=O) et des composés soufre-oxygène (SO_3H). Ces fonctions oxygénées et soufrées augmentent la polarité de la surface du charbon, améliorant ainsi sa capacité à adsorber une large gamme de polluants.

L'analyse FTIR démontre que le charbon actif préparé à partir d'épluchures de pommes de terre possède une chimie de surface riche et diversifiée. La présence de groupes fonctionnels tels que les alcools, les carboxylates et les composés soufrés-oxygénés confère au matériau des propriétés d'adsorption remarquables. Cette hétérogénéité de surface est la clé de son efficacité pour le traitement des eaux usées (Vunain et al, (2017).

V.4.2 Analyse par thermogravimétrie ATG

L'analyse thermogravimétrique (ATG) a été réalisée à l'aide d'un analyseur thermogravimétrique TA Instruments Hitachi STA7200 entre 10 et 800 °C sous atmosphère d'azote avec une rampe de chauffage de 30°C/ min. Cette technique permet d'enregistrer la variation de la masse d'un échantillon en fonction des cycles des températures. L'analyse thermogravimétrique (ATG) détermine la stabilité thermique et le comportement de décomposition d'un échantillon, sous plusieurs vitesses de chauffage.

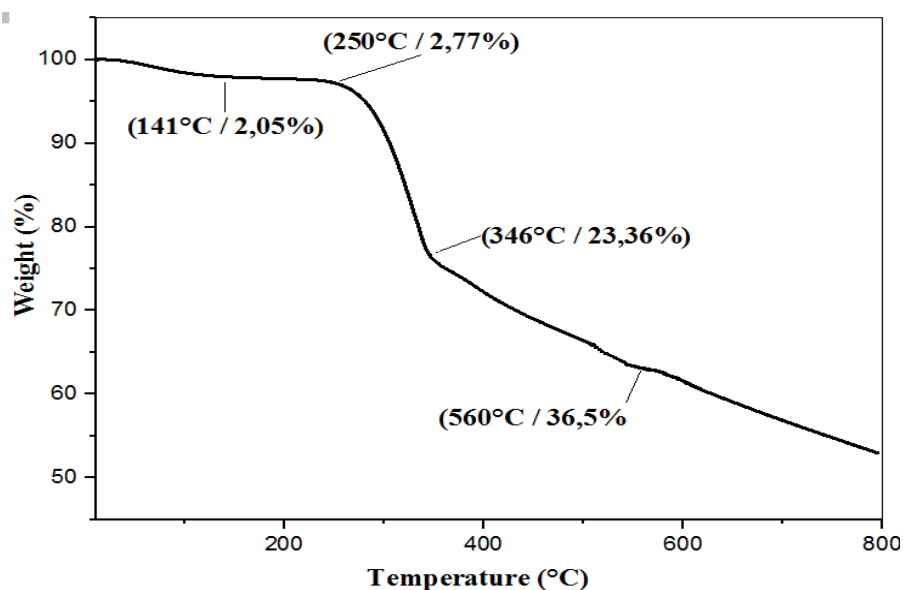


Figure V.20 : Analyse thermogravimétrique ATG de(PPAC)

L'analyse thermogravimétrique du (PPAC) présente quatre phases distinctes de perte de masse, indiquant la décomposition successive des différents composants du matériau analysé :

1. Perte d'humidités 'étendant de la température ambiante jusqu'à 141 °C, correspondant à une perte de masse de 2,05%. Cette première étape correspond à l'élimination de l'humidité libre et de l'eau faiblement liée (eau adsorbée ou hygroscopique) présente dans le matériau.
2. Dégradation des composants volatils|entre 141 °C et 250 °C, correspondant à une perte de masse de 2,77% (perte cumulée depuis 141 °C). Cette phase peu marquée est généralement attribuée à l'élimination de composés très volatils ou de certaines fractions de faible poids moléculaire, comme des monomères ou oligomères résiduels, ainsi que de l'eau fortement liée.
3. Décomposition majeure de l'hémicellulose et de la cellulose amorphe entre 250 °C et 346 °C, correspondant à une perte de masse de 23,36%. Il s'agit de la zone de décomposition thermique la plus intense après l'évaporation de l'eau. Pour les matériaux lignocellulosiques (comme la sciure de bois ou les épiluchures de pomme de terre), cette chute massive est principalement due à la dégradation de l'hémicellulose (qui se décompose généralement entre 200 °C et 300 °C) et de la cellulose amorphe.
4. Dégradation de la cellulose cristalline et de la lignine|entre 346 °C et 560 °C, correspondant à une perte de masse de 36,5%. Cette phase, qui s'étend sur une large plage de température, caractérise la décomposition de la cellulose cristalline plus thermiquement stable que la cellulose amorphe et surtout de la lignine. La lignine se dégrade plus lentement et sur une plage de température plus large (souvent jusqu'à 800 °C), expliquant la pente progressive et moins abrupte observée jusqu'à la fin de l'expérience (Liang & McDonald, 2014).

Le résidu final à 800 °C correspond à environ 50% de la masse initiale, constitué de résidu carboné (char) et des cendres inorganiques du matériau. Ce résidu solide est le produit final susceptible d'être utilisé pour la production de charbon actif.

V.4.4 Optimisation du procédé combiné de coagulation-floculation : chlorure ferrique comme coagulant et le charbon actif (PPAC) comme floculants

Cette section est consacrée à l'évaluation expérimentale des concentrations optimales de floculants issus de charbon actif (PPAC) en association avec le chlorure ferrique (FeCl_3) comme coagulant principal. Une approche expérimentale systématique est mise en œuvre

pour évaluer l'efficacité de réduction de la turbidité selon différentes concentrations du charbon actif (PPAC). Comme pour les sections précédentes le protocole expérimental consiste en une l'addition séquentielle de la dose optimum déjà déterminée du coagulant FeCl_3 prédéterminé (0,4 g/500 ml d'eau brute), suivie par l'introduction contrôlée de concentrations variables du charbon actif (PPAC) dans les mêmes conditions que pour les biomatériaux solides ; c'est-à-dire une agitation rapide à 150 tr/min pendant 5 minutes qui est réduite entre 40 et 50 tr/min pendant 20 minutes, avec surveillance visuelle des floes. La gamme de concentration est établie de manière systématique de 0,1 à 1,0 g.

L'évaluation des performances est réalisée par une analyse complète des paramètres clés comprenant la turbidité résiduelle, la dynamique du pH et les mesures de conductivité, permettant une détermination précise des dosages optimaux requis pour chaque biomatériau. Les résultats, sont présentés dans le tableau **V.18** donne un aperçu de l'efficacité du charbon actif (PPAC) pour réduire la turbidité.

Tableau V.18: Caractérisation des performances du système combiné FeCl_3 -(PPAC) en fonction du dosage de bio-floculant (Turbidité initiale :320 NTU)

Dose de flocculant (g)	Turbidité finale (NTU)	pH	T (°C)	Conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	TRT (%)
0,1	2,62	5,5	20,0	2190	99,18
0,2	0,48	5,4	20,4	2192	99,85
0,3	0,70	5,15	20,0	2195	99,78
0,4	3,45	5,00	20,8	2207	98,92
0,5	3,58	4,65	20,3	2217	98,88
0,7	5,28	4,45	20,2	2221	98,35
1	9,44	4,01	20,6	2220	97,05

Les figures **V.21**, **V.22** et **V.23** donnent l'évolution de la réduction de la turbidité, du pH et de la conductivité au cours des expériences de l'évaluation des performances du charbon actif (PPAC) testés en tant que floculant, en utilisant le FeCl_3 comme coagulant. Les deux courbes correspondant aux épluchures de pomme de terre (PP) et au charbon actif (PPAC) sont représentées sur un même graphique pour faciliter la comparaison visuelle des performances des matériaux, sans que cela signifie leur utilisation conjointe dans une même solution.

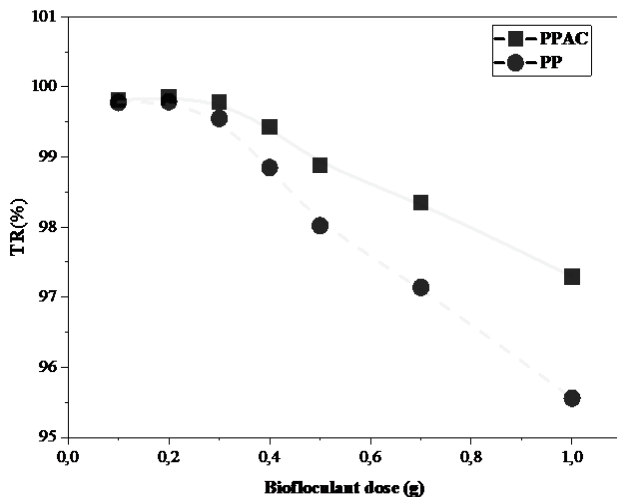


Figure V.21 : Evolution du TR en fonction de la dose des -bio floculant (PP) et (PPAC) (système combiné avec FeCl_3)

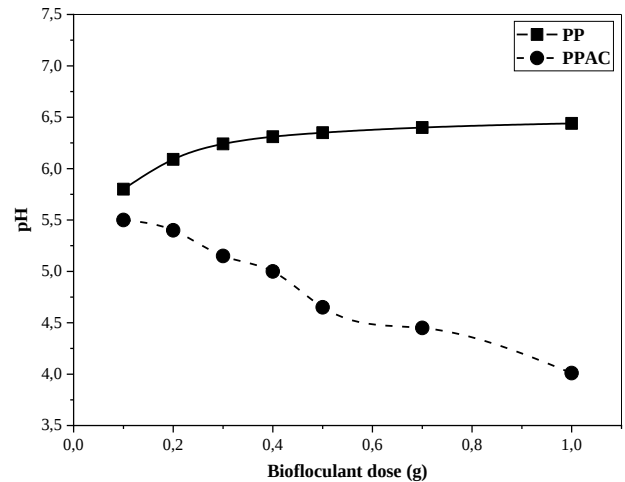


Figure V.22: Evolution du pH en fonction des doses des biofloculant (PP) et (PPAC) (système combiné avec FeCl_3)

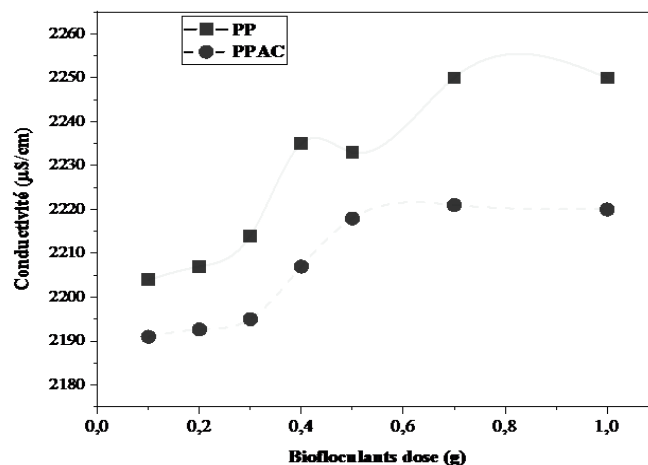


Figure V.23: Evolution de la conductivité en fonction des doses des biofloculants (PP) et (PPAC) (système combiné avec FeCl_3)

5.4.4.1.Évolution de la turbidité en fonction des doses des biomatériaux testés

Pour les deux matériaux, la réduction de turbidité décroît légèrement quand la dose de bio floculant augmente après un certain seuil, en raison probablement du processus de la sur dose entrainant un effet inverse ou un phénomène de ré-stabilisation des particules colloïdales. Le PPAC montre une efficacité globalement supérieure à celle des épluchures de pomme de terre (PP) sur tout l'intervalle de doses testée. Par exemple, à la dose maximale d'1 g, le TR atteint environ 97,3% pour le PPAC contre environ 95,5% pour le PP, démontrant ainsi que le PPAC réduit plus efficacement la turbidité. Pour les faibles doses (0,1 g), les performances restent proches, avec un TRT autour de 99%, mais à mesure que la

dose augmente, la performance relative du PPAC se maintient plus élevée, ce qui démontre une meilleure stabilité et efficacité du PPAC.

En résumé, le biofloculant synthétique PPAC est plus efficace que les épluchures de pomme de terre sur la réduction de la turbidité, particulièrement pour des doses élevées, ce qui souligne l'intérêt de ce matériau pour des applications d'épuration exigeantes.

V.4.4.2 Evolution du pH en fonction des doses des biomatériaux étudiée

Le graphe présente un contraste net entre les deux matériaux : en comparaison avec les (PP) ; le pH du (PPAC) diminue de manière significative ; il passe de 5.5 à 4.01, avec l'augmentation de la dose du (PPAC) ; cette diminution importante est une conséquence directe de l'activation chimique effectuée par l'acide phosphorique (H_3PO_4) qui malgré les nombreux lavages réalisés (détaillés dans la section Méthodologie), le conserve des résidus d'acide phosphorique, avec une forte densité de groupes fonctionnels acides sur sa surface qui, en se dissociant dans la solution, libèrent des ions H^+ , ce qui entraîne une acidification du milieu qui influe d'une manière importante l'eau traitée. Ce processus est confirmé par de nombreuses études concernant l'activation des charbons actifs préparés avec l'acide phosphorique. (Puziy et al., 2002; Lua et al., 2006).

V.4.4.2 Evolution de la conductivité en fonction des doses des biomatériaux étudiée

Le graphique illustre l'évolution de la conductivité en fonction de la dose de bio floculant pour deux matériaux issus des épluchures de pomme de terre : les (PP) et le (PPAC). Pour les deux matériaux, la conductivité augmente globalement à mesure que la dose ajoutée augmente (passant d'environ 2200 à 2250 $\mu S/cm$ pour le (PP) et de 2190 à 2220 $\mu S/cm$ pour le (PPAC)). L'augmentation est relativement plus faible pour le (PPAC) en raison de sa purification (lavage acide/basique) pour éliminer les sels libres. Sa conductivité est principalement due aux résidus de (H_3PO_4) c'est-à-dire les ions H^+ et les ions phosphate, mais le lavage a réduit sa teneur en sels minéraux globaux par rapport aux pelures brutes.

Les résultats témoignent de l'efficacité de la procédure de lavage post-activation chimique même si le (PPAC) conserve un caractère acide affectant le pH, il est significativement plus pur que le (PP) en termes de concentration totale de sels minéraux libres impliquant sa conductivité finale plus faible. L'activation chimique, suivie d'un lavage rigoureux permet de développer la porosité souhaitée du matériau tout en limitant l'augmentation indésirable de la salinité (Ahmed et al, 2020), (Parsa, S. N, et al. 2017).

V.4.5 Optimisation du dosage du charbon actif (PPAC) pour la coagulation-floculation, utilisés individuellement

Dans cette section (comme pour les biomatériaux liquides et solides), les essais sont réalisés en utilisant un même biomatériau à la fois pour la coagulation et la floculation, dans ce cas Il s'agit donc de déterminer le dosage optimal du (PPAC) pour obtenir une réduction maximale de la turbidité. Les doses optimales précédemment établies pour la coagulation servent de référence, dans ce cas (PPAC 0.2g), tandis que les doses de flocculants sont progressivement modifiées pour identifier la concentration la plus efficace. La turbidité initiale étant égale à 345 NTU. Le protocole expérimental, décrit dans la section Méthodes et Matériel, permet l'évaluation de l'efficacité des biomatériaux par l'analyse de la turbidité finale et des paramètres physico-chimiques (pH, température, conductivité). Les résultats des expériences de l'optimisation du dosage des différents biomatériaux pour la coagulation et la floculation sont donnés dans les **figures V.24, V.25 et V.26**

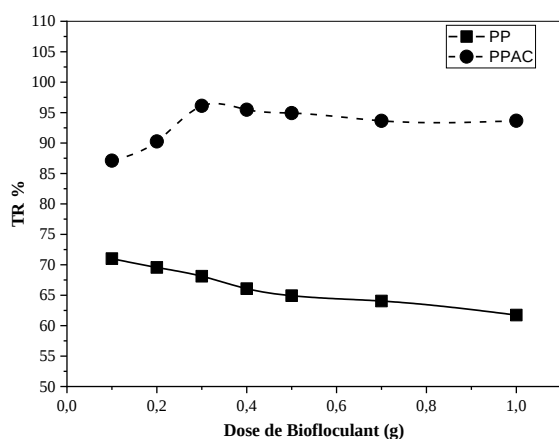


Figure V.24: Evolution du TR (%) en fonction des doses des PP et PPAC

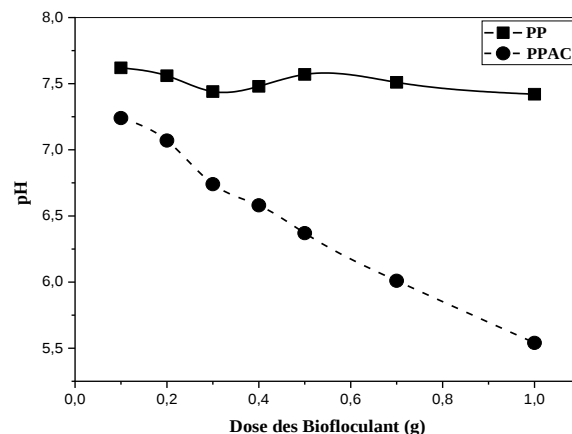


Figure V.25 : Evolution du pH en fonction des doses des biomatériaux PP et PPAC

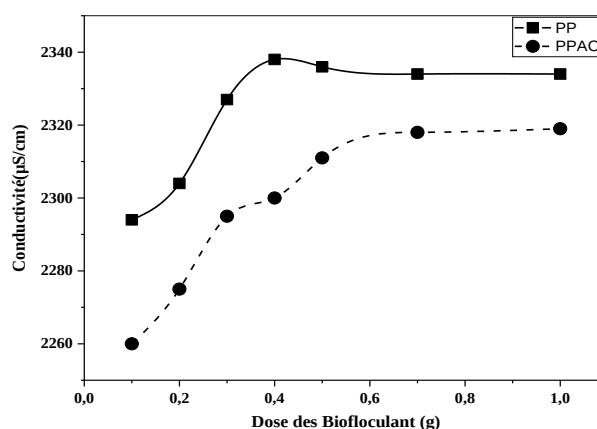


Figure V.26: Evolution de la conductivité en fonction des doses des biomatériaux PP et PPAC

Les résultats, résumés dans le tableau **V.19** donnent un aperçu de l'efficacité de ces matériaux pour réduire la turbidité.

Tableau V.19 : Optimisation de la dose de Charbon actif (PPAC) (Dose de coagulant PPAC : 0,2g). Turbidité initiale =345(NTU)

Dose de flocculant (g)	Turbidité finale (NTU)	pH	T (°C)	Conductivité (µS/cm)	TR (%)
0,1	44,47	7,24	19,7	2260	87,11
0,2	33,60	7,07	19,8	2275	90,26
0,3	13,42	6,74	19,8	2295	96,11
0,4	15,59	6,58	19,8	2300	95,48
0,5	17,52	6,37	19,6	2311	94,92
0,7	21,90	6,01	19,8	2327	93,65
1	21,83	5,54	19,8	2328	93,67

T_0 = la turbidité initiale (NTU); T_f = La turbidité finale (NTU), TR (%) = Taux de réduction de la turbidité (%)

Le tableau **V.20** donne une synthèse de ces résultats concernant les doses optimales de bio-floculants testés. Ces résultats, incluent la turbidité initiale, les dosages optimaux, les taux d'élimination de la turbidité et les paramètres physico-chimiques. Ces données permettent de comparer les performances des biomatériaux selon les doses de flocculant, d'identifier les conditions optimales d'utilisation et d'explorer leur impact sur la clarification.

Tableau V.20: Performances du coagulant et conditions expérimentales

Biomaterial	T_0 (NTU)	Optimum coagulation dose	T_f (NTU).	TR (%)	pH	T (°C)	Conductivity (µS/cm)
(PP)	345	0.1 g	100	71,01	7,62	19,8	2294
(PPAC)	345	0.3 g	13,42	96,11	7,78	19,8	2295

T_0 : la turbidité initiale ; T_f : La turbidité finale , **TR (%)** : Taux de réduction de la turbidité (%)

V.4.5.1. Évolution de la turbidité en fonction des doses des biomatériaux testés

Le charbon actif (PPAC) montre un taux de réduction de turbidité nettement supérieur à celui des épluchures brutes (PP) pour toutes les doses testées. Le TR atteint un pic proche de 100% à partir de 0,3 g de PPAC, et reste stable jusqu'à 1 g, témoignant d'une efficacité maximale et soutenue pour l'épuration de l'eau. Concernant les épluchures de pomme de terre (PP), le TR est plus faible (environ 60-75%), avec une tendance à diminuer légèrement au fur et à mesure que la dose augmente, invoquant des limites dans la capacité d'élimination des particules. Ce comportement montre que le traitement par charbon actif PPAC, grâce à sa

meilleure capacité d'adsorption due à sa surface plus poreuse est plus performant pour la réduction de la turbidité que les biomatériaux bruts, corroborant la littérature (**Ahmed et al, 2020**).

V.4.5.2 Evolution du pH en fonction des doses des biomatériaux testés

Contrairement à l'évolution du pH pour les épluchures de pomme de terre (PP), ou il restait globalement stable autour de 7,5, indiquant un impact limité de l'ajout du bio flocculant sur l'acidité ou l'alcalinité de la solution traitée ; l'augmentation de la dose de charbon actif PPAC induit une diminution progressive et marquée du pH, passant de 7,2 à 5,5. Cette acidification du milieu peut s'expliquer par la présence de groupes fonctionnels acides en surface du matériau, conséquence de l'activation chimique, qui libèrent des protons dans la solution. De tels résultats sont en adéquation avec les données récentes de la littérature (**Moussavi et al., 2013**).

(**Tan et al., 2017**) rapportent également que l'activation chimique de charbons issus de biomasse confère une surface enrichie en sites acides, modulant le pH lors du traitement des eaux, un facteur crucial à considérer lors de l'application pratique car l'efficacité de l'adsorption ou de la coagulation en est souvent dépendante. Ainsi, la gestion du pH, dépendant du choix et du dosage du bio flocculant, représente un facteur important pour optimiser la clarification des eaux usées.

V.4.5.3 Evolution de la conductivité en fonction des doses des biomatériaux testés

En comparaison avec le graphique présentant l'évolution de la conductivité électrique en fonction de la dose des épluchures de pomme de terre (PP) On observe que la conductivité augmente avec la dose pour le charbon actif (PPAC) également ; puisqu'elle passe d'environ 2260 $\mu\text{S}/\text{cm}$ à un plateau autour de 2318 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Cette augmentation indique un relargage d'espèces ioniques solubles du matériau vers la solution. Plus la dose est augmentée, plus la quantité d'ions larguée est importante, entraînant une augmentation de la conductivité (**Ahmaruzzaman, 2011**). Le plateau atteint indique une saturation de la libération des ions les plus solubles disponibles dans le matériau à cette concentration d'eau.

Cependant, la conductivité est systématiquement plus élevée pour les épluchures brutes (PP) que pour le PPAC (environ 2335-2340 $\mu\text{S}/\text{cm}$) ce qui peut s'expliquer par la libération d'une concentration élevée de sels minéraux intrinsèques (principalement potassium, calcium, magnésium), facilement et rapidement lessivés lors de la mise en contact avec l'eau, entraînant une forte et rapide hausse de la conductivité (**Srivastava et al., 2018**).

En revanche, le charbon actif PPAC, de par son activation chimique et de son traitement de lavage intensif post-activation, libère moins d'ions, traduisant une conductivité finale plus faible malgré l'augmentation de la dose. Cette tendance est cohérente avec les résultats de (Moussavi et al., 2013). Le (PPAC), de par sa purification, est un matériau plus propre en termes de relargage salin total contribuant ainsi à un moindre impact sur la conductivité de l'eau traitée. Dans les applications réelles de traitement des eaux, un faible impact sur la conductivité est favorable car une augmentation importante de la salinité est une pollution secondaire non désirée (Ahmed et al., 2020).

V.5 Conclusion

La présente analyse souligne le rôle dominant du chlorure ferrique (FeCl_3) en tant que coagulant de référence, avec une efficacité maximale remarquable de 99,84% dans la réduction de la turbidité, établissant ainsi une base solide de comparaison pour l'évaluation des biomatériaux. Les extraits liquides d'Agave (AgEx) et d'Opuntia (OpEx) se sont révélés prometteurs en tant que flocculants naturels, leur efficacité variant selon les doses appliquées et la nature des polysaccharides actifs. La combinaison de FeCl_3 avec ces biomatériaux liquides a produit une amélioration notable de la turbidité, atteignant un taux de 99,87% avec (AgEx) et 92,91% avec (OpEx). À l'inverse, lorsque les biomatériaux liquides jouent simultanément le rôle de coagulants et flocculants, (OpEx) présente une meilleure performance que (AgEx), avec des taux respectifs de 85,35% et 73,18%. L'étude des combinaisons alternées a montré que le système (AgEx) coagulant / (OpEx) flocculant offre la meilleure réduction de turbidité (82,60% à une dose de 2,5 ml), tandis que l'ordre inverse conduit à un taux réduit à 43%, mettant en évidence l'importance stratégique de l'association. Dans la catégorie des biomatériaux solides, les épluchures de pommes de terre (PP) et la sciure de bois (SD), grâce à leur composition riche en fibres, amidons et lignocellulose, démontrent une capacité significative à réduire la turbidité. L'épluchure de pomme de terre devance la sciure de bois avec des taux de 71,01% contre 53,46%, reposant principalement sur des mécanismes d'adsorption, piégeage physique et pontage polymérique. Leur association avec FeCl_3 améliore ces performances, avec des taux respectifs atteignant 98,52% pour (PP) (0,4 g) et 99,79% pour (SD) (0,2 g), révélant une complémentarité bénéfique entre les mécanismes chimiques et biologiques.

Enfin, l'étude du charbon actif à base d'épluchures de pomme de terre (PPAC) comme bio-flocculant a mis en évidence une efficacité remarquable, avec un taux de réduction de turbidité de 99,85% en association avec FeCl_3 (0,2 g). Ce taux reste élevé

(96,11%) même à une masse augmentée de 0,3 g, confirmant le potentiel du (PPAC) comme matériau performant pour l'élimination des polluants urbains.

Cette conclusion synthétise les principaux résultats tout en valorisant les mécanismes et l'efficacité comparative des biomatériaux étudiés. Dans l'ensemble, les données expérimentales démontrent que les biomatériaux étudiés constituent une alternative prometteuse aux produits conventionnels, notamment en raison de leur abondance, de leur faible coût et de leur caractère écologique. Ces résultats offrent ainsi une base solide pour envisager leur intégration dans des filières de traitement durable des eaux usées et justifient des investigations complémentaires en conditions réelles à plus grande échelle.

V.1 Introduction

Ce chapitre présente et analyse les résultats expérimentaux obtenus, selon la méthodologie expliquée au Chapitre IV. Il vise à évaluer l'efficacité de différents types de matériaux, en termes de réduction de la turbidité et d'amélioration globale de la qualité de l'eau. Étant donné la variété des matériaux étudiés et leurs mécanismes d'action spécifiques, le chapitre est organisé en trois parties principales : résultats et performances des biomatériaux liquides ; résultats et performances des biomatériaux solides et résultats et performances du charbon actif synthétisé (PPAC). Pour garantir une analyse rigoureuse, la démarche expérimentale pour ces trois catégories de matériaux repose sur des étapes standardisées : Chaque partie débutera par la présentation des résultats de la spectrométrie infrarouge (IR), permettant de caractériser précisément la composition chimique et les groupes fonctionnels des matériaux avant d'aborder leurs performances. La deuxième étape sera consacrée à la détermination du coagulant chimique de référence, une étape préliminaire cruciale pour établir une base de comparaison solide pour la suite de l'expérimentation pour les trois types de matériaux. L'analyse se concentrera ensuite sur les biomatériaux liquides, à savoir l'extrait d'Agave (AgEx) et l'extrait d'Opuntia (OpEx) ; leur étude initiale est justifiée par leurs propriétés physico-chimiques distinctes (présence de mucilages, polysaccharides solubles) qui influencent leurs mécanismes de dispersion et leurs interactions avec les particules colloïdales. Cette section évaluera leurs performances d'abord en combinaison avec le chlorure ferrique, puis lorsqu'ils sont utilisés individuellement, ainsi qu'associés avec les autres biomatériaux liquides. Les sections suivantes détailleront les résultats liés aux biomatériaux solides selon les mêmes étapes et se concluront par l'analyse des capacités d'adsorption du charbon actif (PPAC). Pour chaque partie, les résultats seront présentés de manière séquentielle (figures, tableaux) et feront l'objet d'une discussion approfondie visant à interpréter les phénomènes observés et à évaluer le potentiel de ces matériaux pour une dépollution durable des eaux usées.

V.2 Résultats et performances des biomatériaux liquides**V.2.1 Spectrométrie infrarouge (IR) des extraits d'agave et d'opuntia**

Les résultats de la spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier (FTIR) sont présentés dans la figure **V.1 (a)** pour les extraits d'agave (AgEx) et d'opuntia (OpEx). Ces résultats permettent d'identifier les groupes fonctionnels impliqués dans les mécanismes de coagulation et de floculation.

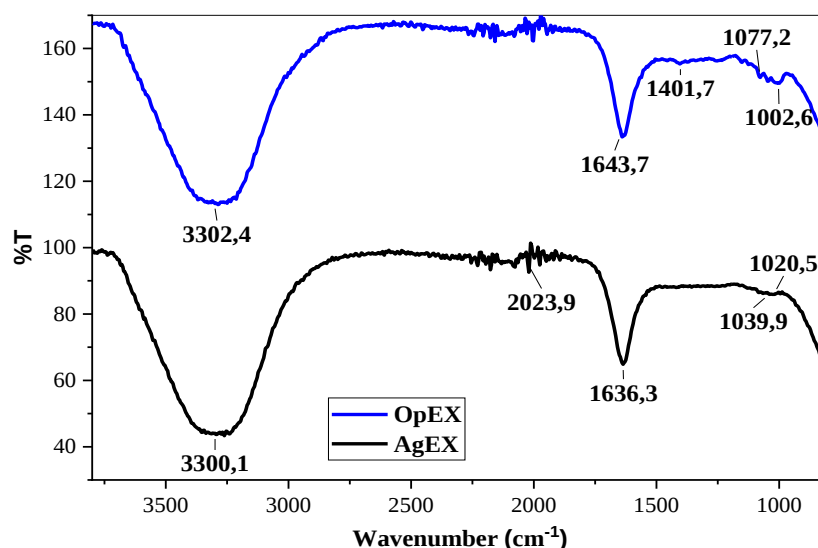


Figure V.1: Spectre FT-IR des biomatériaux liquides AgEX et OpEX

La figure **V.1** présente le spectre FTIR de l'extrait d'Agave (AgEX), révélant plusieurs bandes caractéristiques associées à des groupes fonctionnels impliqués dans les mécanismes de floculation et de coagulation. La bande d'absorption la plus marquante apparaît à **3300,1 cm⁻¹**, correspondant à l'élongation des liaisons O–H des groupes hydroxyle. Ces groupes, présents notamment dans les glucides et les phénols, sont connus pour leur capacité à former des liaisons hydrogène (**Ortega et al , 2019**). Cette propriété favorise l'adsorption des particules colloïdales et en suspension, ce qui facilite leur agrégation au cours du processus de coagulation (**Koul et al., 2022**). Une autre bande intense, localisée à **1636,3 cm⁻¹**, est attribuée aux vibrations d'élongation C=O ainsi qu'à la présence de groupes phénoliques (**Almutairi & Ali, 2015**). Ces groupements fonctionnels jouent un rôle déterminant dans l'interaction avec les ions métalliques et les polluants organiques, contribuant à la neutralisation des charges et à l'élimination des contaminants de l'eau (**López-Maldonado et al., 2020 ; Na et al., 2020**). Dans la région des **1039,9 cm⁻¹**, une bande plus faible est associée aux vibrations C–O des groupes carboxyle (**Feng et al., 2019 ; Galinari et al., 2017**) ainsi qu'aux liaisons glycosidiques des polysaccharides (**Cheng et al., 2016 ; Espinosa-Velázquez et al., 2017**). Une autre bande à **1020,5 cm⁻¹** correspond aux vibrations du groupe éther (C–O–C) (**Ulaganathan et al., 2019**). Ces signaux traduisent une forte présence de polysaccharides tels que la cellulose et l'hémicellulose, reconnus pour leur rôle essentiel dans la formation de floccs stables grâce à leur capacité d'adsorption élevée (**Zhao et al, 2014 ; Salehizadeh et al., 2018**). Enfin, une bande mineure observée à **2023,9 cm⁻¹** suggère une contribution lipidique marginale dans l'échantillon. L'analyse bibliographique confirme que le spectre FTIR de l'extrait d'Agave (AgEX) met en évidence la présence de groupes hydroxyle, carboxyle et

amino, considérés comme essentiels dans les mécanismes de floculation (**Shende& Chidambaram, 2023**). Des similarités structurales avec les fructanes de l'artichaut et de la chicorée suggèrent que l'AgEx présente des caractéristiques favorisant son efficacité en tant que biofloculant (**Velázquez-Martínez et al., 2014 ; Castañeda-Salazar et al., 2023**). Ces constats, appuyés par la littérature scientifique, confirment son potentiel dans le traitement des eaux usées et renforcent l'hypothèse de son utilisation comme alternative naturelle aux floculants chimiques conventionnels (**Li et al, 2023**).

De manière analogue, le spectre FTIR de l'extrait d'*Opuntia ficus-indica* (OpEX), présenté dans la même figure révèle une large bande d'absorption centrée autour de **3302,4 cm⁻¹**, attribuée aux vibrations d'élongation O–H des groupes hydroxyle. Ce signal est généralement associé aux liaisons hydrogène établies entre les molécules d'eau et les groupes hydroxyle des glucides et acides (**Betatache et al., 2014 ; Quintero-García et al., 2021**). Cette capacité de liaison favorise une adsorption accrue des particules et contribue significativement au processus de floculation (**Deshmukh & Hedao, 2018 ; Otálora et al., 2022b**). Un second pic, observé à **1643,7 cm⁻¹**, est attribué aux vibrations des groupes C=O et traduit la présence de liaisons hydrogène entre les acides de mucilage et l'eau, impliquant vraisemblablement des acides uroniques (**Monrroy et al., 2017**). Ces groupes carboxylates interagissent fortement avec les molécules d'eau et les cations, ce qui augmente la viscosité du mucilage (**Rodríguez-González et al., 2014 ; Bouaouine et al., 2018**). Par ailleurs, un pic à **1401,7 cm⁻¹** correspond aux vibrations d'élongation des groupes O–H des composés phénoliques (**Quintero-García et al., 2021**). De plus, la bande située à **1077,2 cm⁻¹** est attribuée à la présence de groupes –COOH, de protéines aromatiques, de groupements phosphates ainsi que de polysaccharides (**Bouatay & Mhenni, 2014**). La zone comprise entre **1077,2 et 1002,1 cm⁻¹** correspond quant à elle aux vibrations C–O des liaisons glycosidiques des polysaccharides (**Rodríguez-González et al., 2014**). Ces polysaccharides jouent un rôle central dans l'amélioration de l'élimination des polluants, en renforçant les propriétés bio floculantes de l'OpEx (**Das et al., 2021**). Leur structure macromoléculaire confère en outre un avantage particulier pour l'élimination des métaux lourds et des colorants présents dans les eaux usées (**Qi et al., 2021**).

L'analyse FTIR des extraits d'Agave (AgEx) et d'*Opuntia ficus-indica* (OpEX) met en évidence une composition chimique globalement similaire, caractérisée par la présence de groupes hydroxyle (–OH), carboxyle (–COOH) et carbonyle (C=O). Ces groupements fonctionnels, correspondant aux polysaccharides, jouent un rôle important dans les processus de floculation et de coagulation grâce à leur aptitude importante à établir des liaisons

hydrogène et à réagir avec les particules colloïdales, les ions métalliques et les polluants organiques. Bien que les deux extraits partagent des propriétés communes en tant que biofloculant, leurs structures spécifiques leur confèrent des modes d'action complémentaires : L'extrait d'Agave se distingue par la présence de groupes amino et de fructanes, des polysaccharides aux propriétés similaires à ceux trouvés dans l'artichaut et la chicorée. Ces composés renforcent son potentiel en biofloculation en favorisant l'agrégation des particules. De son côté, l'extrait d'*Opuntia ficus-indica* révèle une forte concentration en acide uroniques et en polysaccharides phénoliques. Cette composition unique confère au mucilage une viscosité élevée et une capacité supérieure à interagir avec les cations. Ces propriétés peuvent améliorer la formation et la stabilité des floccs, tout en offrant une meilleure capacité d'élimination des métaux lourds et des colorants.

En résumé, si les deux extraits sont efficaces individuellement, leurs structures distinctes suggèrent des modes d'action complémentaires. L'utilisation combinée de ces deux biomatériaux pourrait donc offrir une alternative naturelle et performante aux floculants chimiques, optimisant le traitement des eaux usées en tirant parti de leurs forces respectives.

V.2.2 Évaluation des réactifs chimiques dans le processus de coagulation

Cette section évalue les performances de trois coagulants de référence : le chlorure d'aluminium (AlCl_3), le sulfate de cuivre penta hydraté ($\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$) et le chlorure ferrique (FeCl_3). L'objectif est d'identifier le plus efficace pour la coagulation des eaux usées, en absence de floculent. L'efficacité des réactifs est mesurée par leur capacité à réduire la turbidité des eaux fortement polluées. Cette analyse sert également de base de comparaison avec des alternatives issues de biomatériaux. Le protocole expérimental, fondé sur des essais Jar-Test, est détaillé dans la section « Matériel et Méthodes ». Les résultats de ces essais, exprimés en termes de taux de réduction de la turbidité TR, sont présentés dans le tableau **V.1**. Ce dernier illustre l'efficacité d'élimination de la turbidité pour les trois coagulants, à différents dosages et temps d'agitation, ceci en absence d'agent floculant.

Tableau V.1: Evolution du taux de réduction de la turbidité TR pour différents dosages et temps d'agitation, pour les trois coagulants.

Coagulant	T_0 (NTU)	t(min)	Taux de réduction de la turbidité TR (%)								
			Dose du coagulant (g)								
			0,1	0,2	0,4	0,6	0,8	1	1,2	1.6	2
AlCl ₃	363	10	92,24	93,00	85,59	91,76	90,11	91,68	91,73	87,98	88,87
		20	94,40	93,96	90,77	91,81	92,45	89,39	91,70	90,90	89,09
		30	92,95	94,67	91,12	90,33	90,36	89,80	88,70	87,96	86,30
		60	91,22	84,73	85,61	86,50	87,90	87,02	90,24	91,18	90,05
CuSO ₄ .5H ₂ O	361	10	73,73	94,29	93,85	93,37	79,86	74,09	71,74	62,32	47,64
		20	73,32	95,67	95,78	86,20	81,80	75,06	73,98	59,55	53,46
		30	90,80	96,31	95,06	84,62	75,70	73,13	72,40	63,98	55,40
		60	89,44	96,26	96,26	85,87	80,49	72,57	71,74	64,26	45,70
FeCl ₃	321	10	90,65	97,06	98,49	96,90	83,89	87,66	84,79	82,18	80,79
		20	90,28	98,17	99,36	97,57	79,68	81,65	83,67	82,30	80,31
		30	96,35	98,53	99,84	98,41	94,64	92,49	90,84	89,47	87,88
		60	96,60	97,70	99,56	89,01	87,85	88,94	88,41	87,66	85,54

T_0 : Turbidité initiale ; t : temps d'agitation

Le tableau.2, suivant résume les dosages optimaux des divers coagulants utilisés pour la réduction de la turbidité dans le traitement des eaux usées, ainsi que leurs paramètres associés. Il comprend la turbidité initiale (NTU), la température (°C), le dosage optimal (g), le temps d'agitation optimal (min) de la phase de floculation, le taux de réduction de la turbidité TR, le pH et la conductivité (µs/cm).

Tableau V.2: Dosages optimaux des coagulants et valeurs correspondantes de TR, du pH et de la conductivité.

Coagulant	T_0 (NTU)	T (°C)	Dosage optimal (g)	$t_{opt.}$ (min)	TR (%)	pH	Conductivité (µs/cm)
AlCl ₃	363	19.8	0.2	30	94.67	6.57	2508
CuSO ₄ .5H ₂ O	361	20.2	0.2	30	96.31	6.71	2306
FeCl ₃	321	20.2	0.4	30	99.84	6.54	2597

Parallèlement, la figure V.2 montre l'évolution du taux de réduction de la turbidité TR en fonction de la dose pour chaque coagulant (AlCl_3 , $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ et FeCl_3) sur une période de 30 minutes. La durée d'agitation de 30 minutes correspond à la dose permettant d'atteindre l'efficacité maximale de réduction de la turbidité pour les trois coagulants, elle est identique pour les trois parce qu'elle dépend principalement des conditions de mélange et de l'équilibre physico-chimique du milieu, plutôt que de la nature spécifique du coagulant. Cette figure illustre donc les taux de réduction de la turbidité TR optimaux obtenus pour chaque coagulant.

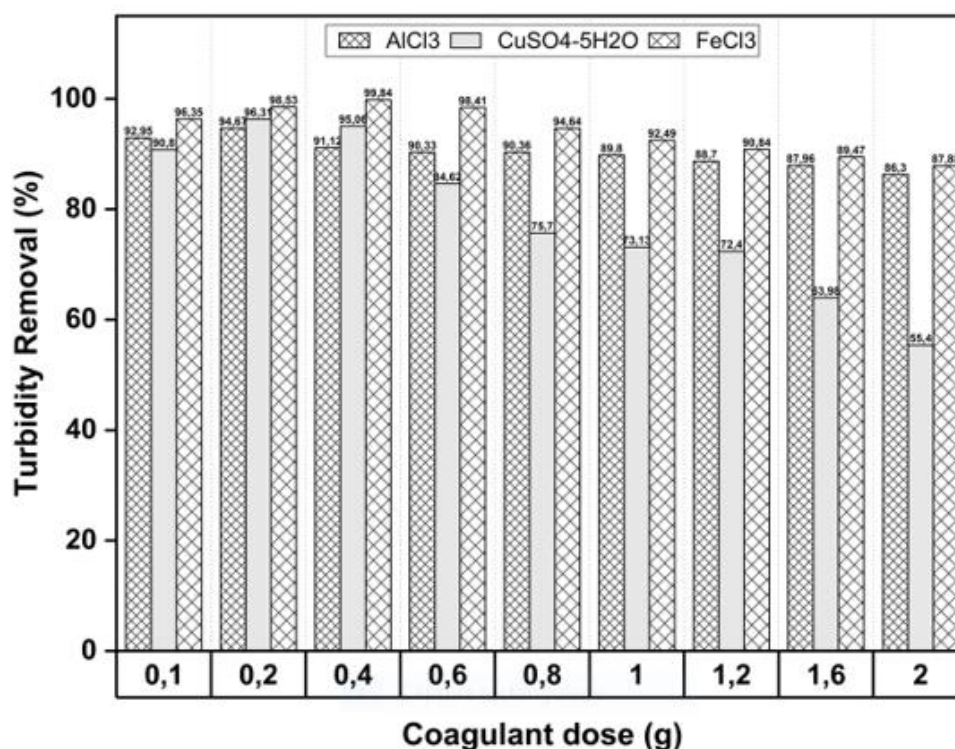


Figure : V.2 : Optimisation des dosages et comparaison des performances des coagulants AlCl_3 , $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ et FeCl_3 en termes de réduction de la turbidité.

L'exploration des résultats indique que le taux de réduction de la turbidité TR varie selon le coagulant utilisé, la dose appliquée et le temps d'agitation. Pour le chlorure d'aluminium (AlCl_3), le TR demeure supérieur à 90 % à une dose de 0,1 g, quelle que soit la durée d'agitation. Cependant, une augmentation de la dose entraîne une légère baisse d'efficacité, notamment à des concentrations élevées (1,6 g et 2 g). La dose optimale pour piéger efficacement les particules colloïdales est de 0,2 g, avec un TR de 94,67% après 30 minutes d'agitation, en accord avec les travaux de **(Bratby 2016)**.

Le sulfate de cuivre penta hydraté ($\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$) présente une performance optimale à faible dose, atteignant un TR maximal de 96,31 % à 0,2 g après 30 minutes. En revanche,

son efficacité diminue considérablement au-delà de 0,4 g, atteignant seulement 55,40% à 2 g, probablement en raison de la formation de complexes d'hydroxyde de cuivre qui limitent la disponibilité des ions actifs (Smoczyński et al. 2014).

Le chlorure ferrique (FeCl_3) se distingue par son efficacité élevée, dépassant 97 % pour des doses de 0,2 g et 0,4 g, en maintenant un TR supérieur à 80 % même à 2 g. La valeur optimale est de 99,84 % à 0,4 g après 30 minutes. Cette performance est attribuée à la formation de floccs d'hydroxyde ferrique qui piègent efficacement les particules colloïdales (Jiang 2015).

La comparaison des trois coagulants met en évidence la supériorité du chlorure ferrique (FeCl_3) en matière d'efficacité. Pour ce dernier, les valeurs de taux de réduction de la turbidité TR sont constamment élevées sur une large plage de doses. Bien que le chlorure d'aluminium (AlCl_3) présente de bons résultats à faible dose, son efficacité diminue à des doses plus élevées, ce qui concorde avec les observations sur la re-stabilisation des particules colloïdales (Sharma and Mudhoo 2010). Le sulfate de cuivre pentahydraté ($\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$) est efficace à très faible dose, mais sa performance se dégrade avec l'augmentation de la dose en raison de la formation de complexes non coagulants. Ces résultats corroborent des études récentes, soulignant que les coagulants à base de fer, tels que le FeCl_3 , surpassent généralement ceux à base d'aluminium pour réduire la turbidité des eaux usées (Song et al. 2015), (Umar et al. 2016), (Iwuozor 2019), (Jasim et al. 2022). (Hadadi et al. 2022a), (El-taweel et al. 2023), (Dhrubo et al. 2023). De plus, le FeCl_3 se distingue par sa capacité à éliminer la matière organique, surpassant d'autres coagulants comme l' AlCl_3 , grâce aux interactions entre les cations Fe(III) et les groupes fonctionnels des acides humiques, facilitant leur précipitation (Li et al. 2021), (Alnimer et al. 2024). Sa flexibilité, efficace sur une large plage de pH, contribue à réduire les coûts et à simplifier le traitement des eaux à pH variable (Ebrahimi et al. 2017). Ces résultats confirment ainsi que le FeCl_3 peut être considéré comme un coagulant de référence pour évaluer l'utilisation des biomatériaux dans les processus de coagulation/floculation pour le traitement des eaux usées, en raison de son efficacité élevée et de sa stabilité.

V.2.3 Optimisation du procédé combiné de coagulation-floculation : chlorure ferrique comme coagulant et biomatériaux liquides comme floculants

Cette section est consacrée à l'évaluation expérimentale des concentrations optimales de floculant issus de biomatériaux liquides en association avec le chlorure ferrique (FeCl_3) comme coagulant principal. Une approche expérimentale systématique est mise en œuvre

pour évaluer l'efficacité de réduction de la turbidité selon différentes concentrations des deux biomatériaux liquides distincts. Le processus d'optimisation vise à établir les dosages précis nécessaires pour une réduction maximale de la turbidité tout en maintenant des paramètres physico-chimiques optimaux. Le protocole expérimental a été mené selon une approche d'addition séquentielle (en deux étapes), typique des systèmes hybrides coagulant-floculant.

1. Phase de Coagulation : La dose optimale prédéterminée de coagulant chimique (0,4 g/500 ml d'eau brute), a été introduite en premier. Le mélange a été soumis à une agitation rapide (vitesse initiale) de 150 tr/min pendant 5 minutes afin de garantir une dispersion et une déstabilisation des colloïdes efficaces.
2. Phase de Floculation : Immédiatement après, des concentrations variables du bio-floculant (variant systématiquement entre 0.5 et 3 ml) ont été ajoutées. La vitesse de l'agitation a été réduite à une vitesse lente (entre 40 et 50 tr/min) pour une durée de 30 minutes, permettant la formation et la croissance des floccs sous surveillance visuelle.

Cette méthodologie s'aligne sur les avancées récentes dans les technologies de traitement durable de l'eau, comme souligné dans la littérature (**Das et al. 2021 ; Lwasa et al. 2024**).

L'évaluation des performances du traitement a été réalisée par une analyse exhaustive des paramètres clés de la qualité de l'eau : la turbidité résiduelle, le pH et la conductivité. Cette approche globale a permis la détermination rigoureuse des dosages optimaux pour chaque biomatériau liquide. Les résultats complets de cette évaluation sont présentés dans le Tableau V.3 pour AgEx et V.4 pour OpEx.

Tableau V.3 : Caractérisation des performances du système hybride FeCl₃- AgEx en fonction du dosage de bio-floculant (Turbidité initiale : 320 NTU)

Dose de biofloculant (ml)	Turbidité finale (NTU)	pH	T (°C)	Conductivité (µS/cm)	TR (%)
0,5	1,10	6,03	20,2	2298	99,68
1	0,84	6,06	20,4	2285	99,73
1,5	0,63	6,9	20,2	2288	99,8
2	0,72	6,45	20,6	2290	99,77
2,5	0,70	6,43	19,7	2274	99,78
3	0,40	6,14	20,4	2276	99,87

Tableau V.4 : Caractérisation des performances du système hybride FeCl₃-OpEx. en fonction du dosage de bio-floculant (Turbidité initiale :320 NTU)

Dose de biofloculant (ml)	Turbidité finale (NTU)	pH	T (°C)	Conductivité (μS/cm)	TR (%)
0,5	40,64	6,1	20.0	2262	87,30
1	22,68	5,2	20.2	2261	92,91
1,5	23,87	4,9	20.0	2260	92,54
2	28,60	4,8	20.5	2257	91,06
2,5	29,12	4,3	19.8	2256	90,90
3	61,28	4,1	19.8	2254	80,85

L'efficacité des biomatériaux liquides testés en tant qu'adjuvants du coagulant FeCl₃ est visualisée par les figures V.3 (Turbidité), V.4 (pH) et V.5 (Conductivité). Ces graphiques permettent d'analyser l'évolution de ces paramètres clés en fonction de la concentration du bio-floculant ajouté et de déterminer les conditions d'opération optimales.

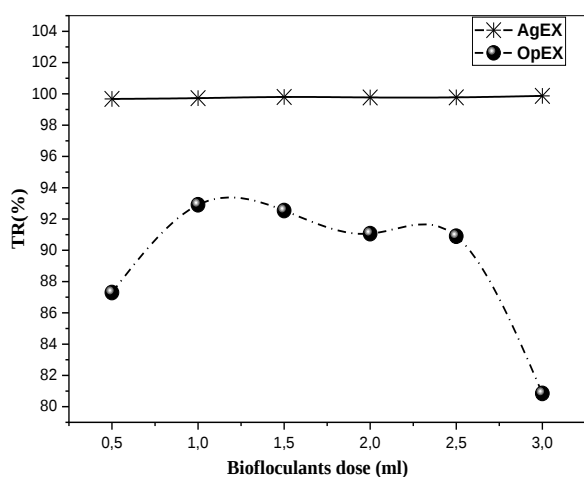


Figure V.3: Evolution du taux de réduction de la turbidité TR en fonction de la dose des biofloculants AgEx et OpEx (système hybride avec FeCl₃)

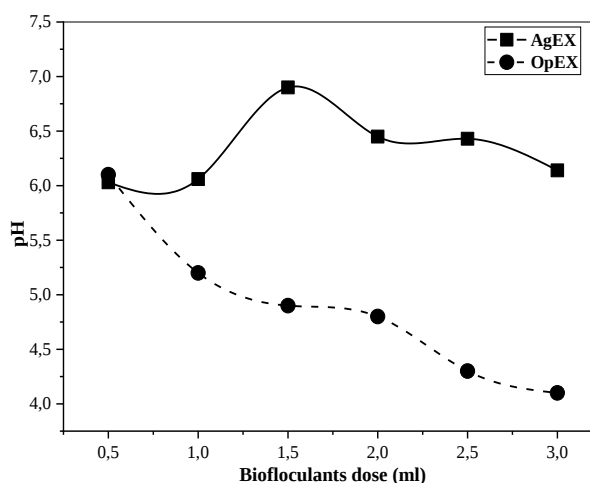


Figure V.4: Evolution du pH en fonction de la dose des biofloculants AgEx et OpEx (système hybride avec FeCl₃)

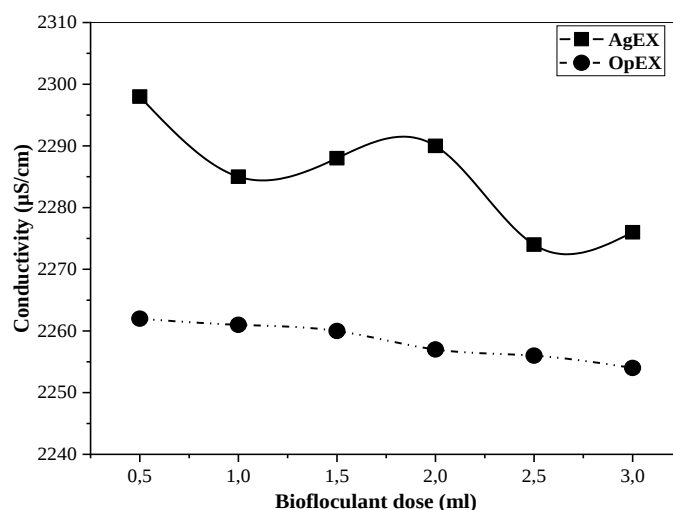


Figure V.5 : Evolution de la conductivité en fonction de la dose des biofloculants AgEx et OpEx (système hybride avec FeCl_3)

V.2.3.1 Évolution de la turbidité en fonction des doses des biomatériaux liquides testés

L'extrait d'agave (AgEx) montre une efficacité remarquable dans la réduction de la turbidité. Les valeurs d'élimination de la turbidité TR dépassant systématiquement 99 % pour tous les dosages testés (0,5 à 3 ml) et atteignant un TR maximale de 99,87 % à la dose optimale de 3 ml, ainsi, la turbidité est passée d'une valeur initiale de 320 NTU à 0,4 NTU. L'efficacité élevée de l'AgEx est attribuée à la présence de polysaccharides naturels et d'autres composés organiques, qui favorisent la formation de floccs et la sédimentation par des mécanismes tels que le pontage et la neutralisation des charges (**Salehizadeh et al. 2018**), (**Bermúdez-Bazán et al. 2021**). Par ailleurs, l'extrait d'Opuntia montre une efficacité d'élimination de la turbidité TR inférieure à celle de l'extrait d'Agave, avec des valeurs de TR allant de 80,85 % à 92,91 %. Le dosage optimal de l'extrait d'Opuntia est identifié comme étant de 1 ml, atteignant un TR maximal de 92,91 % et réduisant la turbidité à 22,68 NTU. Cependant, la diminution de l'efficacité est observée à des dosages plus élevés, tels que 3 ml, ce qui peut être attribué à la re-stabilisation des particules colloïdales causée par un excès de bio-floculant, un phénomène communément appelé 'surdosage' (**Bolto and Gregory 2007**), (**Gaviria-Bedoya and Ainhua 2024**).

V.2.3.2 Evolution du pH en fonction des doses des biomatériaux liquides testés

Le pH montre des fluctuations mineures et non linéaires, passant initialement de 6,03 à 6,9 avant de redescendre légèrement à 6,14. Ces variations limitées indiquent que l'ajout d'AgEx n'a qu'un impact modéré sur le pH dans les plages testées. Cette relative stabilité du

pH pourrait être attribuée à la capacité tampon des polysaccharides présents dans l'extrait d'agave, qui peuvent maintenir la stabilité du pH (**Santana-Jiménez et al. 2020**).

Concernant l'extrait d'Opuntia, le pH de la solution diminue significativement de 6,1 à 4,1 à des dosages plus élevés. Cette baisse de pH qui a altéré le processus de floculation et l'efficacité d'élimination de la turbidité peut être attribuée à deux mécanismes principaux. D'une part, la présence d'acides naturels dans l'extrait d'Opuntia qui contribue directement à l'acidification de la solution (**Gaviria-Bedoya and Ainhoa 2024**), d'autre part, l'interaction entre le mucilage d'Opuntia et le FeCl_3 qui favorise la formation de floccs, un processus qui libère des ions pouvant également influencer la dynamique du pH pendant la coagulation (**Otálora et al. 2022**).

V.2.3.3 Evolution de la conductivité pour les différents biomatériaux liquides testés

La conductivité varie légèrement avec l'augmentation des doses d'AgEx, passant de 2298 $\mu\text{S/cm}$ à 2228 $\mu\text{S/cm}$, suggérant l'existence d'une faible corrélation négative entre la dose d'AgEx et la conductivité. Cette tendance pourrait résulter de l'adsorption d'ions par les fructanes de l'agave, connus pour leur affinité avec les métaux, ou de la formation de complexes réduisant la force ionique globale (**Velazquez-Jimenez et al. 2013**).

Quant à la conductivité de l'extrait de l'opuntia OpEx ; elle paraît relativement stable, variant légèrement entre 2254 $\mu\text{S/cm}$ et 2262 $\mu\text{S/cm}$. Cette tendance de stabilité peut être attribuée à la faible mobilité ionique ou à la faible concentration d'acides organiques présents dans le cactus, qui sont insuffisants pour provoquer des changements substantiels de conductivité dans des conditions expérimentales (**Megersa et al. 2024**). Des études antérieures ont également signalé la stabilité de la conductivité dans l'utilisation d'Opuntia ficus-indica pour la réduction de la turbidité (**Amira et al. 2017**), (**Megersa et al. 2024**). Cette propriété fait de l'Opuntia ficus-indica une alternative appropriée aux coagulants chimiques, qui entraînent souvent des changements importants dans la conductivité de l'eau et le pH de l'eau (**Megersa et al. 2024**). Le tableau V.5 présente la dose optimum de chaque bio-floculant correspondant au maximum de l'efficacité. Cette présentation ciblée permet une comparaison plus directe de l'efficacité des différents matériaux.

Tableau V.5 : Efficacité de la coagulation avec FeCl_3 pour chaque bio flocculant liquide :dose optimale et paramètres analytiques

bio-flocculant	Dose optimale	T_0 (NTU)	T_i (NTU).	TR (%)	pH	T (°C)	Conductivité
(AgEx)	3 ml	320	0.4	99.87	6.14	20.4	2276($\mu\text{S}/\text{cm}$)
(OpEx)	1 ml	320	22.7	92.91	5.2	20.2	2261($\mu\text{S}/\text{cm}$)

T_0 = turbidité initiale (NTU). T_i =turbidité finale (NTU).TR (%) =Taux de réduction de la turbidité (%)

V.2.4 Optimisation du dosage des biomatériaux liquides pour la coagulation-floculation, utilisés individuellement

Dans cette section, les essais utilisent le même biomatériau pour la coagulation et la floculation afin de déterminer le dosage optimal de bio-flocculants garantissant une réduction maximale de la turbidité. Les doses optimales de floculation définies dans la section V.2.3 serviront de référence pour la coagulation, tandis que les doses de flocculants seront ajustées progressivement pour identifier la concentration la plus efficace pour chaque biomatériau. Les biomatériaux testés avec leur dose optimale de coagulation, sont représentés par l'extrait d'agave (AgEx, 3 ml) et l'extrait d'opuntia (OpEx, 1 ml).

Le protocole expérimental, décrit dans la section « Matériel et Méthodes », permet l'évaluation de l'efficacité des biomatériaux par l'analyse de la turbidité finale et des paramètres physico-chimiques (pH, température, conductivité). Les résultats des expériences de l'optimisation du dosage des différents biomatériaux pour la coagulation et la floculation sont donnés dans le tableau V.6 pour(AgEx) et V.7 pour OpEx.

Tableau V.6 : Évaluation du potentiel du biomatériau AgEx en tant qu'agent coagulant-flocculant autonome (Dose optimale de coagulation : 3 ml ; turbidité initiale : 345 NTU)

Dose variable de flocculant (ml)	Turbidité finale (NTU)	pH	T (°C)	Conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	TR (%)
0,5	110	7,53	19,1	2246	68,11
1	105	7,47	19,3	2244	69,56
1,5	98,3	7,4	19,1	2243	71,50
2	97,1	7,35	19,3	2241	71,85
2,5	97,4	7,33	19,3	2240	71,76
3	92,5	7,22	19,1	2236	73,18

Tableau V.7 : Évaluation du potentiel du biomatériau (OpEx) en tant qu'agent coagulant-floculant autonome (Dose optimale de coagulation : 1 ml ;turbidité initiale : 342 NTU)

Dose variable de floculant (ml)	Turbidité finale (NTU)	pH	T (°C)	Conductivité (µS/cm)	TR (%)
0,5	86,47	7,36	20,4	2472	74,71
1	76,02	7,37	20,3	2450	77,77
1,5	62,20	7,37	20,2	2460	81,81
2	63,91	7,34	20,1	2460	81,31
2,5	50,1	7,36	20,3	2450	85,35
3	53,55	7,34	20,2	2480	84,34

Le tableau **V.8** donne une synthèse de ces résultats concernant les doses optimales de bio-floculants testés. Ces résultats, incluent la turbidité initiale, les dosages optimaux, les taux de réduction de la turbidité et les paramètres physico-chimiques. Ces données permettent de comparer les performances des biomatériaux selon les doses de floculant, d'identifier les conditions optimales d'utilisation et d'explorer leur impact sur la clarification.

Tableau V.8 : Détermination et caractérisation des doses optimales des agents coagulants-floculants autonomes AgEx et OpEx

Biomatériau	T_0 (NTU)	Dose optimal de flocculation	T_f (NTU).	TR (%)	pH	T (°C)	Conductivité (µS/cm)
(AgEx)	345	3 ml	92,5	73,18	7,22	19,1	2236
(OpEx)	342	2.5ml	50,1	85,35	7,36	20,3	2450

L'interprétation graphique des tableaux **V.6** et **V.7** est présentée sur les figures **V.6** (turbidité) ; **V.7** (pH) et **V.8** (conductivité).

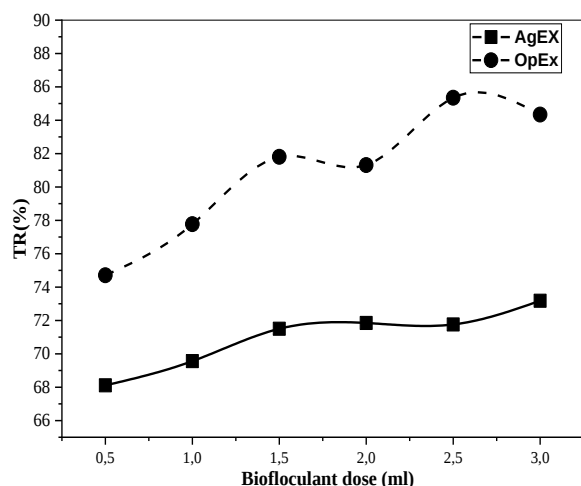


Figure V.6 : Evolution du taux de réduction de la turbidité TR en fonction de la dose des agents coagulants-floculants autonomes AgEx et OpEx

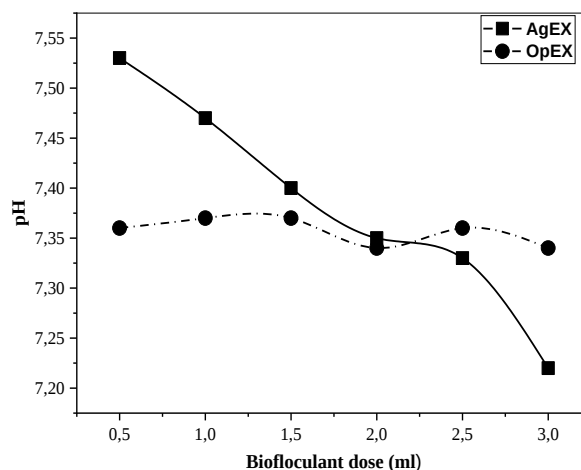


Figure V.7 : Evolution du pH en fonction de la dose des agents coagulants-floculants autonomes AgEx et OpEx

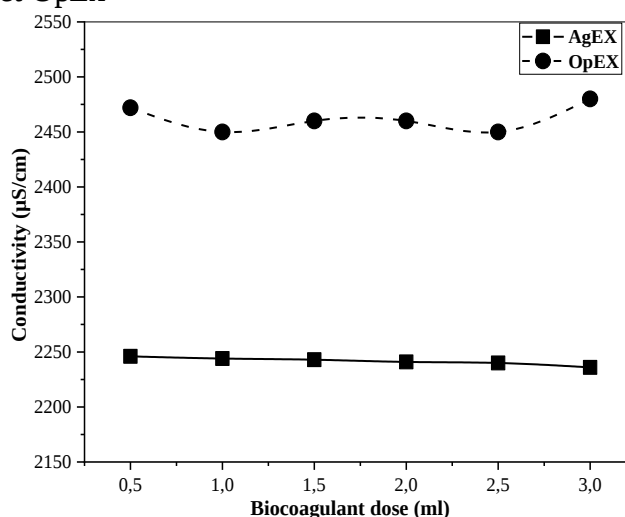


Figure V.8: Evolution de la conductivité en fonction de la dose des agents coagulants-floculants autonomes AgEx et OpEx

Les expériences avec des doses optimales de coagulant et des variations progressives des concentrations de bio-floculants révèlent des variations significatives des taux de réduction de la turbidité (TR) pour tous les biomatériaux testés. L'analyse indique des tendances distinctes pour chaque biomatériau lorsqu'il est utilisé à la fois comme coagulant et comme floculant.

V.2.4.1 Évolution de la turbidité en fonction des doses des biomatériaux liquides testés

L'extrait d'agave (AgEx) présente une TR relativement stable pour les dosages de floculants testés, avec un léger pic à 2 ml (71,85 %). Cela suggère que les performances de floculation d'AgEx sont moins sensibles aux variations de concentration lorsqu'elles sont

associées à son action coagulante. Son efficacité peut être attribuée à sa teneur en polysaccharides, qui améliore la neutralisation des charges et le pontage. Ces composants favorisent les interactions entre les particules tout en formant une épaisse couche de solvation qui stabilise les floccs. Cette stabilisation permet aux suspensions de passer de gels flocculés à des dispersions stables. Ce mécanisme illustre le double rôle de ces composants dans la création et la stabilisation de la floculation. **(Amiri et al. 2012).**

De nombreuses études ont démontré l'efficacité des flocculants à base de polysaccharides pour éliminer la turbidité des eaux. Ils suggèrent que la performance de ces composants repose sur leur capacité à interagir avec les particules en suspension via des mécanismes électrostatiques et des liaisons hydrogène **(Salehizadeh et al. 2018), (Oropeza-Guzmán et al. 2023), (Zhanget al. 2023)**. Les performances constantes d'AgEx sur une gamme de doses le positionnent comme une option fiable pour le traitement des eaux usées **(Serrano 2014)**.

L'extrait d'Opuntia (OpEx) présente une réduction de turbidité TR remarquable, avec une augmentation progressive jusqu'à une dose de bio-flocculant de 2,5 ml, atteignant un maximum de 85,35 %. Une légère diminution à 3 ml indique un effet de surdosage potentiel. Ces résultats confirment l'efficacité remarquable d'OpEx en tant que coagulant et flocculant. Cette performance s'explique par la présence de mucilages, dont la concentration joue un rôle important dans l'amélioration de la floculation. À des doses élevées du bio flocculant, une augmentation significative du taux de réduction de la turbidité TR met en évidence l'importance de ces composés dans le processus. Les mucilages, riches en polysaccharides, neutralisent les charges en diminuant les forces répulsives entre les particules. Ce mécanisme favorise le pontage entre les particules, ce qui conduit à la formation de floccs plus grands et améliore ainsi l'efficacité globale de la floculation. **(Bouaouine et al. 2019), (Javed et al. 2024), (Souza et al. 2024)**. Cependant, un dosage optimal est important ; Des quantités insuffisantes peuvent ne pas neutraliser efficacement les charges ou établir un pontage adéquat, tandis que des quantités excessives peuvent conduire à une sur-stabilisation des floccs, diminuant ainsi l'efficacité de la séparation **(Otálora et al. 2022)**.

Ces résultats sont corroborés par des recherches antérieures sur l'application d'OpEx dans les processus de coagulation-floculation pour le traitement des eaux usées **(Aguilera Flores et al. 2022), (Rodrigues et al. 2023), (Gaviria-Bedoya and Rubio-Clemente 2024), (Lwasa et al. 2024)**.

V.2.4.2 Evolution du pH en fonction des doses des biomatériaux liquides testés

En ce qui concerne le pH, les résultats de l'extrait d'agave (AgEx) montrent une légère diminution (de 7,53 à 7,22), avec l'augmentation du dosage du bio-floculant suggérant aussi une faible corrélation négative entre TR et pH. Des valeurs de pH plus faibles sont associées à un TR plus élevé. Ceci indique que, dans la plage étudiée, l'efficacité d'AgEx est légèrement améliorée dans un environnement légèrement acide. Le pH influence la charge des polysaccharides et des protéines présents dans AgEx, affectant leur capacité à neutraliser les charges colloïdales et à former des ponts (**Medina-Morales et al. 2017**).

Pour l'extrait d'opuntia (OpEx), le pH reste relativement stable à tous les dosages, fluctuant entre 7,34 et 7,37, ce qui indique l'absence d'une corrélation significative entre TR et pH. Les variations de pH semblent avoir un impact négligeable sur les performances d'OpEx, car les mucilages démontrent une stabilité sur une large plage de pH (**Van Rooyen et al. 2024**). À l'inverse, la conductivité montre une légère augmentation (de 2472 à 2480 $\mu\text{S/cm}$) avant de diminuer à la dose maximale. Ceci suggère une faible corrélation positive avec la TR, bien que cette relation reste incertaine.

V.2.4.3 Evolution de la conductivité en fonction des doses des biomatériaux liquides testés

La conductivité d'extrait d'agave (AgEx) montre des variations mineures (de 2246 à 2236 $\mu\text{S/cm}$) sans tendance claire à mesure que le dosage du bio-floculant augmentait, indiquant un impact minimal sur les performances d'AgEx. Des études antérieures suggèrent qu'une faible force ionique préserve l'intégrité des biopolymères, favorisant leurs interactions avec les particules colloïdales chargées plutôt que la neutralisation par les ions en solution (**Sagou et al. 2015**). Des études antérieures suggèrent que la conductivité d'extrait d'opuntia (d'OpEx) pourrait avoir un effet légèrement bénéfique dans la plage testée, probablement en raison de la nature poly-électrolytique des mucilages. En effet, des concentrations ioniques spécifiques pourraient favoriser l'extension des chaînes polymères et le pontage entre les particules (**Brettmann et al. 2016**). L'optimisation du dosage et des techniques d'application des biomatériaux est essentielle pour améliorer la coagulation et la floculation dans le traitement des eaux usées. Des coagulants naturels tels que le mucilage de l'Opuntia (**Choumane et al. 2017**), (**Ihaddaden et al. 2022**) le *Moringa oleifera*, l'*Aloe vera*, le *Cassia obtusifolia* (**Hadadi et al. 2022**), ont démontré une performance remarquable dans le traitement des eaux usées. Sous conditions optimales, ces alternatives écologiques permettent des réductions allant jusqu'à 99 % pour la turbidité et 80 % pour la DCO) (**Arris et al. 2021**). Leur performance dépend de divers paramètres, notamment le pH, le dosage et la

vitesse de mélange, qui nécessitent une optimisation précise (Hoonka et al. 2018). Ces résultats sont prometteurs et recèlent un potentiel important pour de futures applications (Biswal et al. 2020), (Othmani et al. 2020), (Tan et al. 2021).

V.2.5 Efficacité Comparative des Combinaisons (AgEx) /(OpEx) dans le traitement des eaux usées

Pour approfondir l'étude, les biomatériaux les plus efficaces parmi ceux étudiés c'est-à-dire , l'extrait d'Agave (AgEx) et l'extrait d'Opuntia (OpEx), sont évalués selon deux approches :

Dans la première configuration, l'AgEx agit comme coagulant et l'OpEx comme floculant [(AgEx)/(OpEx)] pour optimiser la neutralisation des charges et l'agrégation des particules.

Dans la seconde [(OpEx)/[(AgEx)], les rôles sont inversés afin d'évaluer leur complémentarité.

Le protocole expérimental appliqué est détaillé dans la section « Matériels et Méthodes ». Les combinaisons et dosages, déterminés à partir d'essais préliminaires, sont présentés dans le Tableau V.9

Tableau V.9: Combinaisons expérimentales entre bio coagulant et bio floculant.

phase	Coagulant	Dose	Flocculant	Dose
1	Agave (AgEx)	3 (ml)	Opuntia (OpEx)	Variant de
2	Opuntia (OpEx)	2.5 (ml)	Agave (AgEx)	0.5 à 3 ml

L'efficacité de chaque combinaison de traitement est évaluée en mesurant la turbidité résiduelle, le pH, la température et la conductivité. Le tableau V.10 présente un récapitulatif des résultats pour les deux combinaisons expérimentées dans les phases 1 et 2 :

Tableau V.10 : Performance des biomatériaux combinés.

Phase 1: AgEX Coagulant / OpEX Flocculant (Turbidité initiale= 338 NTU)					
OpEX (ml)	Turbidité (NTU)	pH	T (°C)	Conductivité (µs/cm)	TR (%)
0.5	80.84	7.93	19.6	2630	76.08
1	81.12	7.99	19.7	2650	76.00
1.5	75.94	7.97	19.8	2710	77.53
2	75.94	8.04	19.6	2720	77.53
2.5	58.81	7.84	19.8	2770	82.60
3	63.71	7.81	19.9	2810	81.15
Phase 2: OpEX Coagulant / AgEX Flocculant (Turbidité initiale = 400 NTU)					
AgEX (ml)	Turbidité (NTU)	pH	T (°C)	Conductivité (µs/cm)	TR (%)
0.5	378	7.38	19.1	2740	5,5
1	311	7.41	19.2	2750	22,25
1.5	300	7.39	19	2690	33,33
2	271	7.40	19.8	2680	43
2.5	263	7.46	19.3	2650	34,25
3	233	7.43	19.6	2680	41,75

L'interprétation graphique du tableau V.10 est présentée sur les figures (V.9, V.10 et V.11).

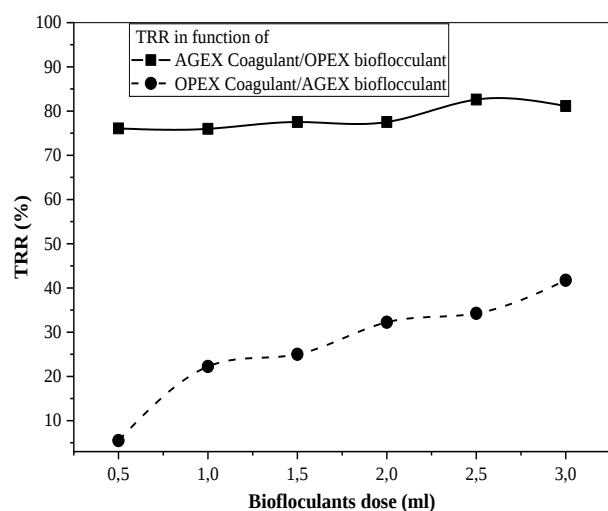


Figure V.9: Evolution du taux de réduction de la turbidité TRR en fonction des biomatériaux combinés.

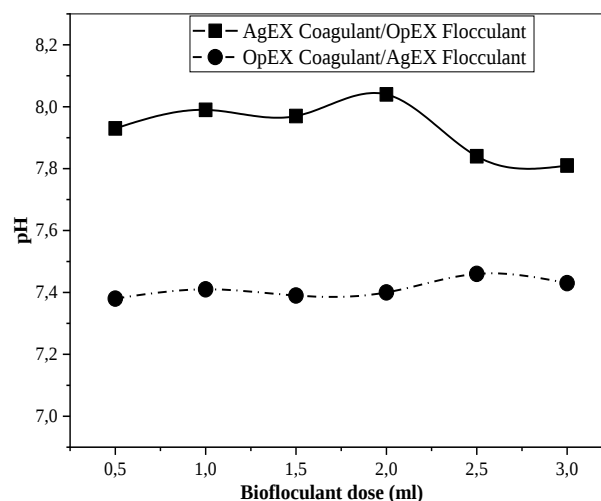


Figure V.10: Evolution du pH en fonction des biomatériaux combinés

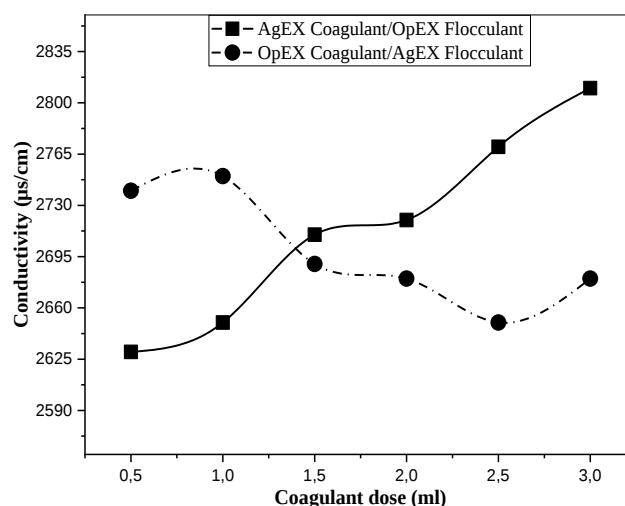


Figure V.11: Evolution de la conductivité en fonction des biomatériaux combinés

V.2.6 Analyse de l'effet synergique de la combinaison alternée des biomatériaux AgEx et OpEx dans le processus de coagulation-floculation

Les résultats présentés dans le Tableau V.10 (phase 1), révèlent que l'utilisation de l'extrait d'agave (AgEx) comme biocoagulant avec la variation de la dose de l'extrait d'opuntia (OpEx) comme biofloculant, implique une réduction significative de la turbidité. Le taux de réduction de la turbidité TR augmente avec l'augmentation de la dose d'(OpEx) jusqu'à une concentration optimale de 2,5 ml, atteignant un TR maximal de 82,60 %. Au-delà de cette dose, une légère diminution du TR est observée, suggérant un phénomène de surdosage où un excès de biofloculant pouvant interférer avec l'agrégation des particules. Les variations du pH et de la conductivité restent relativement faibles au cours de cette étape.

En revanche, les résultats du Tableau V.10 (phase 2), montrent que lorsque l'extrait d'opuntia (OpEx) est utilisé comme biocoagulant et l'extrait d'agave (AgEx) comme biofloculant, les taux de réduction de la turbidité sont considérablement plus faibles. Le TR maximal atteint dans cette configuration est de 43 % avec une dose de 2 ml d'(AgEx).

L'analyse critique des résultats met en évidence plusieurs points importants :

1. L'extrait d'opuntia (OpEx) semble être un biofloculant plus efficace que biocoagulant dans cette étude. Lorsqu'il est utilisé comme floculant après la coagulation avec (AgEx), il conduit à une agrégation et une sédimentation plus efficace des particules en suspension.
2. L'extrait d'agave (AgEx) démontre une meilleure performance en tant que biocoagulant. Sa capacité à déstabiliser les particules et à initier le processus de

coagulation semble plus prononcé que celle de (OpEx) dans les conditions expérimentales.

3. Il existe une concentration optimale de biofloculant au de laquelle un excès de biofloculant peut entraîner une diminution de l'efficacité du traitement
4. L'efficacité de la combinaison (AgEx) comme coagulant et (OpEx) comme floculant est supérieure à la combinaison inverse. Le TR maximal obtenu avec (AgEx) comme coagulant est nettement plus élevé avec un taux de réduction de turbidité de 82,60 %, tandis que la seconde combinaison n'a obtenu qu'une efficacité de 41,75 %.

Cette différence suggère que les extraits d'Agave et d'Opuntia ne sont pas interchangeables et soulève la question de pourquoi (AgEx), lorsqu'il est utilisé comme floculant, présente une efficacité inférieure à la combinaison (AgEx)/(OpEx).

D'une manière générale, l'efficacité des biomatériaux dépend de plusieurs facteurs (**Lwasa et al. 2024**), tels que leur composition biochimique et la nature des groupes fonctionnels présents (hydroxyle, carboxyle, amino, phénol, sulfhydryle), (**Gautam and Saini 2020**), ainsi que de leurs propriétés physico-chimiques, notamment la taille des particules, la solubilité et la morphologie de surface (**Moulin 2019**).

Dans le contexte de la présente étude, la différence de performance observée entre les deux combinaisons peut être attribuée aux propriétés chimiques distinctes des biomatériaux et à leurs interactions avec les particules en suspension dans les eaux usées. Ainsi, sur le plan de la composition chimique, (AgEx), en tant que coagulant, contient des polysaccharides qui favorisent la neutralisation de charge et la déstabilisation des particules colloïdales, facilitant ainsi leur agrégation (**El Bouaidi et al. 2022**). En complément, (OpEx), riche en polysaccharides et mucilages (**Salehi et al. 2019**), se distingue comme un biofloculant efficace grâce à sa structure polymérique et sa densité de charge favorisant des floccs volumineux et denses. Par ailleurs, après la déstabilisation initiale par l'(AgEx), les polysaccharides agissent par pontage et enchevêtrement, optimisant la floculation (**Otálora et al. 2022**). L'ensemble de ces mécanismes contribuant ainsi à une meilleure élimination de la turbidité. En revanche, lorsque (OpEx) est utilisé comme coagulant, sa faible densité de charge peut ne pas neutraliser efficacement les particules, ce qui conduit à une formation de floccs moins efficace (**Muruganandam et al. 2017**), (**Kurniawan et al. 2020**). Du point de vue des dynamiques d'interaction, la première combinaison d'(AgEx) et d'(OpEx) semble créer un effet synergique, où les propriétés coagulantes d'(AgEx) sont renforcées par les capacités floculantes d'(OpEx), optimisant ainsi le processus d'élimination (**Daza-Gamez et al. 2016**). La taille et la densité des floccs formés dans la première combinaison sont probablement plus

favorables à la sédimentation que celles issues de la seconde combinaison (Rebah et al. 2018).

Tableau V.11: Performances maximales des biomatériaux combinés

Phase	Combinaison	T_0 (NTU)	Dosage optimal (ml)	TR (%)	T (°C)	pH	Conductivité (μS/cm)
1	[(AgEx)/(OpEx)]	338	3 (AgEx), 2,5 (OpEx)	82,60	19,8	7,84	2770
2	[(OpEx)/[(AgEx)]]	400	2,5 (OpEx), 2 (AgEx)	43,00	19,8	7,40	2680

Les résultats présentés dans le Tableau V.11 (phase 1), révèlent que l'utilisation de l'extrait d'agave (AgEx) comme bio-coagulant avec la variation de la dose de l'extrait d'opuntia (OpEx) comme bio-floculant, implique une réduction significative de la turbidité. Le taux de réduction de la turbidité TR augmente avec l'augmentation de la dose d'(OpEx) jusqu'à une concentration optimale de 2,5 ml, atteignant un TR maximal de 82,60 %. Au-delà de cette dose, une légère diminution du TR est observée, suggérant un phénomène de surdosage où un excès de bio-floculant pouvant interférer avec l'aggrégation des particules. Les variations du pH et de la conductivité restent relativement faibles au cours de cette étape. En revanche, les résultats du Tableau V.11 (phase 2), montrent que lorsque l'extrait d'opuntia (OpEx) est utilisé comme bio-coagulant et l'extrait d'agave (AgEx) comme bio-floculant, les taux de réduction de la turbidité sont considérablement plus faibles. Le TR maximal atteint dans cette configuration est de 43 % avec une dose de 2 ml d'(AgEx).

V.3 Résultats et performances des biomatériaux solides

Cette partie est consacrée à la présentation et à la discussion des résultats relatifs aux biomatériaux sous forme solide utilisés comme agents de coagulation et de floculation. Après l'évaluation des coagulants chimiques de référence et des extraits liquides abordée précédemment au début du chapitre, l'analyse se focalise ici sur deux biomatériaux d'origine végétale : les épluchures de pommes de terre (PP) et la sciure de bois (SD). Le choix de traiter ces matériaux solides séparément se justifie par leurs propriétés particulières et leurs mécanismes d'action distincts de ceux des extraits liquides. En effet, leur structure fibreuse et leur composition (fibres cellulosiques, amidons insolubles, lignine) favorisent des processus tels que l'adsorption, le piégeage physique des particules et le pontage polymérique, reposant sur une surface de contact solide.

L'étude présentera successivement les résultats obtenus par spectrométrie infrarouge, qui permet une caractérisation précise de la composition chimique et des groupes fonctionnels des biomatériaux avant leur traitement. Ensuite, seront analysées les performances des

biomatériaux solides en association avec le coagulant chimique de référence, suivies de l'évaluation de l'efficacité intrinsèque de chaque biomatériau solide pris isolément. Cette approche détaillée facilitera la compréhension des facteurs déterminants de leur efficacité et mettra en avant le potentiel de ces ressources naturelles, abondantes et économiques, en tant qu'alternatives écologiques dans le traitement des eaux usées.

V.3.1 Spectrométrie infrarouge (IR) des épluchures de pommes de terre et de la sciure de bois

Les résultats de la spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier (FTIR) sont présentés dans la figure V.12 pour les des épluchures de pomme de terre (PP) et la sciure de bois (SD).

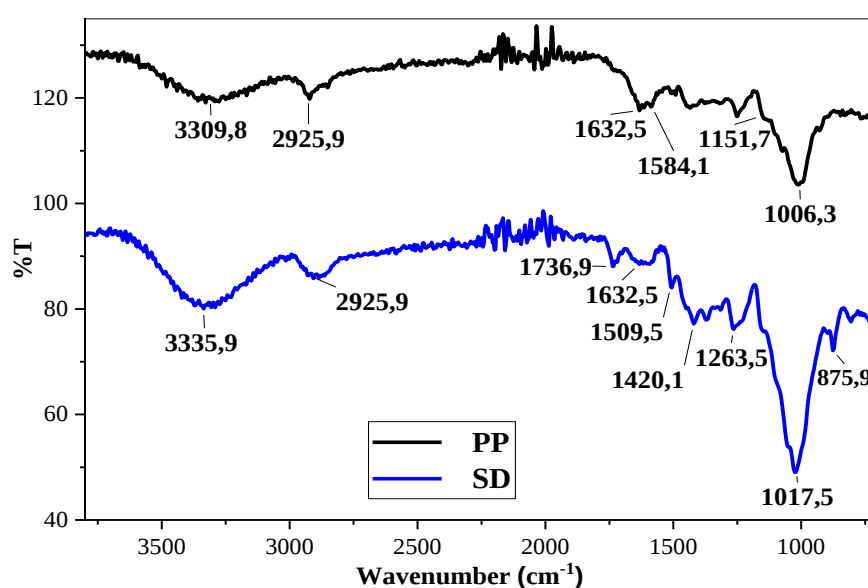


Figure V.12 : Spectre FT-IR des épluchures de pommes de terre (PP) et de la sciure de bois (SD)

A première vue, l'analyse de ces spectres révèlent des différences chimiques notables entre les biomatériaux étudiés et mettent en évidence leur influence sur l'efficacité du traitement des eaux usées.

Concernant les épluchures de pommes de terre (PP), le spectre FTIR présente plusieurs pics caractéristiques des matériaux organiques, en particulier des polysaccharides et des composants ligno-cellulosiques (Xu et al., 2019 ; Gaudino et al., 2020). Une large bande centrée à $3309,9 \text{ cm}^{-1}$ correspond aux vibrations d'élongation O-H de la cellulose, de l'hémicellulose et de la lignine (Akinhanmi et al., 2020). Le pic observé à $2925,9 \text{ cm}^{-1}$ est attribué aux vibrations d'élongation du groupe CH_2 des chaînes aliphatiques (Silverstein et al., 1991 ; Ofudje et al., 2017), tandis que celui à $1632,5 \text{ cm}^{-1}$ correspond aux vibrations $\text{C}=\text{O}$ (Akinhanmi et al., 2020). De plus, un signal à $1584,1 \text{ cm}^{-1}$ traduit la déformation des

vibrations C–H, et la bande à **1151,7 cm⁻¹** confirme la présence de lignine dans la matrice (**Choumane et al., 2018**). Enfin, un pic intense enregistré à **1006,3 cm⁻¹** est associé aux vibrations d'élongation C–O–C des fonctions cellulosiques caractéristiques des épluchures de pomme de terre (**Pathak et al., 2018**). Ainsi, l'analyse FTIR met en évidence la richesse en composés lignocellulosiques des PP et confirme leur potentiel en tant que floculant naturel, à la fois écologique et économique, particulièrement adapté au traitement des eaux usées dans les zones semi-arides (**Liu et al., 2023**).

Pour la sciure (SD), le spectre FTIR de la figure **V.11** met en évidence plusieurs caractéristiques structurales qui expliquent son efficacité en coagulation et en floculation. Une large bande centrée à **3335,9 cm⁻¹** confirme la présence de groupes hydroxyles (O–H), associés aux acides carboxyliques, alcools et phénols contenus dans les fibres cellulosiques et la lignine (**Rahman et al., 2021**). Ces fonctions hydroxyles jouent un rôle essentiel dans l'interaction avec les ions métalliques et les polluants organiques, améliorant ainsi la capacité d'adsorption de la sciure (**Adegoke et al., 2022**). Par ailleurs, le pic à **2925,9 cm⁻¹** correspond à l'élongation des groupes CH₃, tandis que la bande à **1736,9 cm⁻¹** est attribuée aux vibrations C=O des acides carboxyliques et des esters (**Alam et al., 2021**). Une large absorption à **1632,5 cm⁻¹** suggère la présence de groupes amides (N–H), et celle à **1509,5 cm⁻¹** traduit la présence de carboxylates déprotonés (COO).

La bande située à **1420,1 cm⁻¹** correspond à la déformation des groupes O–H, tandis que le signal à **1263,5 cm⁻¹** est associé aux vibrations C–O de l'hémicellulose. Enfin, des pics à **1017,5 cm⁻¹** et **875,9 cm⁻¹** indiquent respectivement la présence de composés halogénés (C–X) et de structures aromatiques (**Farinella et al., 2007**). L'ensemble de ces groupes fonctionnels confère à la sciure une forte capacité à interagir avec divers contaminants et à former des agrégats stables, confirmant ainsi son potentiel comme biomatériau adsorbant dans le traitement des eaux usées (**Shukla et al., 2002 ; Adegoke et al., 2022**).

Les deux matériaux possèdent une large bande d'absorption autour de **3300-3340 cm⁻¹**. Cette bande est caractéristique de la vibration des groupes hydroxyle (O–H), qui proviennent de la cellulose, de l'hémicellulose et de la lignine. La présence de ces groupes est cruciale, car ils sont les principaux responsables de l'adsorption et de la formation de liaisons hydrogène. Bien qu'ils partagent des bases similaires, les deux biomatériaux présentent des distinctions notables :

Le spectre des épluchures de pommes de terre (PP) montre des pics à **2925,9 cm⁻¹** et **1632,5 cm⁻¹**, qui confirment la présence de groupes aliphatiques (CH₂) et carbonyles (C=O).

Cela indique une structure riche en polysaccharides et en lignocellulose, le rendant particulièrement adapté aux processus de floculation.

Le spectre de la sciure de bois (SD), se distingue par une plus grande diversité de groupes fonctionnels. Elle présente des bandes supplémentaires à $1736,9\text{ cm}^{-1}$ (groupes carboxyliques/esters), à $1509,5\text{ cm}^{-1}$ (groupes carboxylates COO^-), et à $1263,5\text{ cm}^{-1}$ (vibrations de l'hémicellulose). Cette richesse chimique peut lui conférer une plus grande polyvalence pour interagir avec une variété de contaminants, qu'ils soient organiques ou inorganiques avec les polluants, contribuant ainsi à l'efficacité du traitement.

En résumé, si les deux biomatériaux sont efficaces grâce à leur forte teneur en groupes hydroxyles, la sciure de bois se démarque par une plus grande variété de fonctionnalités chimiques, tandis que les épluchures de pommes de terre offrent une structure plus homogène et typiquement ligno-cellulosique, optimisée pour la floculation. Cette analyse FTIR souligne la complémentarité potentielle de ces deux matériaux en tant qu'adsorbants et floculant.

V.3.2 Optimisation du procédé combiné de coagulation-floculation : chlorure ferrique comme coagulant et biomatériaux solides comme floculants

Cette section est consacrée à l'évaluation expérimentale des concentrations optimales de floculant issus de biomatériaux solides en association avec le chlorure ferrique (FeCl_3) comme coagulant principal. Une approche expérimentale systématique est mise en œuvre pour évaluer l'efficacité de réduction de la turbidité selon différentes concentrations des deux biomatériaux solides (PP et SD).

Le protocole expérimental implique l'addition séquentielle de la dose optimum déjà déterminée du coagulant FeCl_3 prédéterminé (0,4 g/500 ml d'eau brute), suivie par l'introduction contrôlée de concentrations variables de bio-floculants solides dans les mêmes conditions que pour les biomatériaux liquides ; c'est-à-dire une agitation rapide à 150 tr/min pendant 5 minutes qui est réduite entre 40 et 50 tr/min pendant 20 minutes, avec surveillance visuelle des floes. La gamme de concentration est établie de manière systématique de 0,1 à 1,0 g. L'évaluation des performances est réalisée par une analyse complète des paramètres clés comprenant la turbidité résiduelle, la dynamique du pH et les mesures de conductivité, permettant une détermination précise des dosages optimaux requis pour chaque biomatériau.

Les résultats, pour les doses optimales de bio-floculants, qui sont présentés dans les tableaux V.12 et V.13 donnent un aperçu de l'efficacité de ces matériaux naturels pour réduire la turbidité.

Tableau V.12: Caractérisation des performances du système combiné FeCl_3 -(PP) en fonction du dosage de bio-floculant (Turbidité initiale : 320 NTU)

Dose de floculant (g)	Turbidité finale(NTU)	pH	T (°C)	Conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	TR (%)
0,1	0,70	5,8	20,0	2264	99,78
0,2	0,65	6,09	20,4	2207	99,79
0,3	1,44	6,24	20,0	2214	99,55
0,4	3,65	6,31	20,8	2235	98,85
0,5	6,31	6,35	20,3	2233	98,02
0,7	9,15	6,4	20,2	2250	97,14
1	14,20	6,44	20,6	2250	95,56

Tableau V.13: Caractérisation des performances du système combiné FeCl_3 -(SD) en fonction du dosage de bio-floculant (Turbidité initiale : 296 NTU)

Dose de floculant (g)	Turbidité finale (NTU)	pH	T (°C)	Conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	TR (%)
0,1	11,3	6,21	20,7	2279	96,18
0,2	9,6	6,4	20,4	2277	96,75
0,3	8,34	6,35	20,3	2256	97,18
0,4	4,38	6,43	20,2	2250	98,52
0,5	6,18	6,45	20,4	2243	97,91
0,7	9,89	6,57	20,5	2214	96,65
1	17,6	6,61	20,2	2213	94,05

Les figures V.13 , V.14 et V.15 donnent l'évolution de la réduction de la turbidité, du pH et de la conductivité au cours des expériences de l'évaluation des performances des différents biomatériaux testés, en utilisant le FeCl_3 comme coagulant et des biomatériaux solides comme floculants.

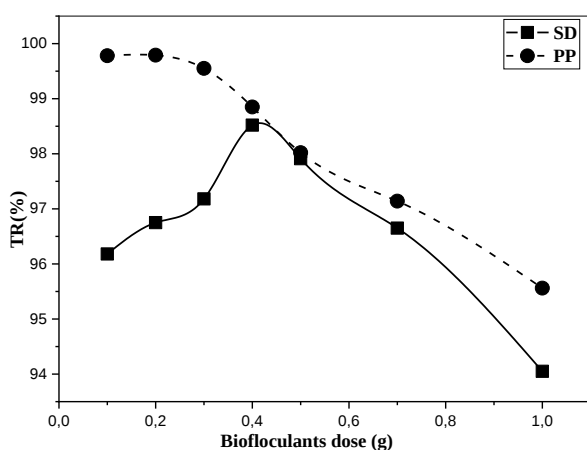


Figure V.13: Evolution du TR en fonction de la dose des biofloculants (PP et SD) (système combiné avec FeCl_3)

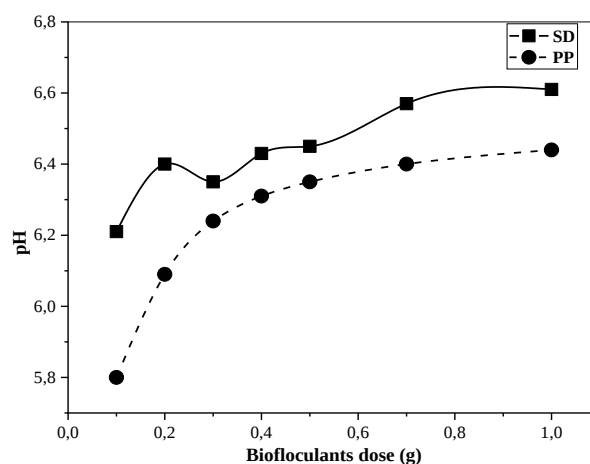


Figure V.14: Evolution du pH en fonction des doses des biofloculants (PP et SD) (système combiné avec FeCl_3)

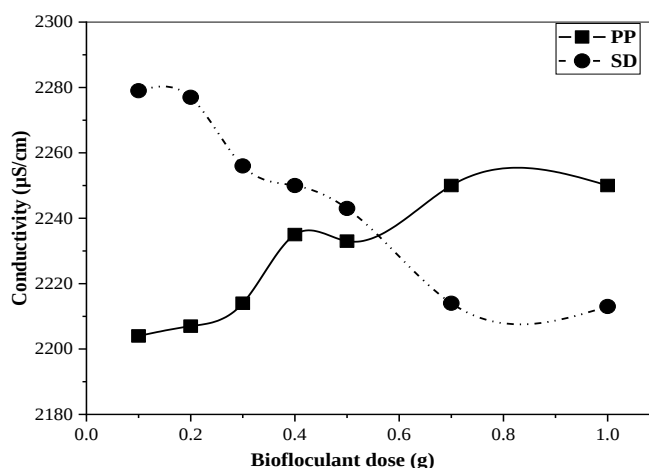


Figure.15: Evolution de la conductivité en fonction des doses

Des biofloculants (PP) et (SD)(système combiné avec FeCl_3)

Le tableau V.14 présente la dose spécifique de chaque bio-floculant qui donne la plus grande efficacité d'élimination de la turbidité. Cette présentation ciblée permet une comparaison plus directe de l'efficacité des différents matériaux.

Tableau V.14: Efficacité de la coagulation avec FeCl_3 pour chaque bio floculant solide :dose optimale et paramètres analytiques

bio-floculant	Dose optimal	T_0 (NTU)	T_i (NTU).	TR (%)	pH	T (°C)	Conductivité
(PP)	0.2 g	320	4.4	99.79	6.09	20.4	2207(μS/cm)
(SD)	0.4 g	296	0.65	98.52	6.43	20.2	2250(μS/cm)

T_0 : Turbidité initiale (NTU). T_i : Turbidité finale (NTU) **TR** : Taux de réduction de la turbidité

V.3.2.1 Évolution de la turbidité en fonction des doses des biomatériaux testés

Les épiluchures de pommes de terre (PP) démontrent une efficacité élevée dans l'élimination de la turbidité (TR), avec des valeurs allant de 95,56 % à 99,79 %. Le dosage optimal est de 0,2 g, atteignant un TR maximal de 99,79 % et réduisant la turbidité de 320 NTU à 0,65 NTU. Cette efficacité est attribuée à la teneur naturelle en amidon des (PP), qui facilite l'agrégation des particules grâce à des mécanismes tels que la neutralisation des charges et le pontage inter-particulaire (Ho et al. 2025). Cependant, l'efficacité diminue à mesure que le dosage augmente au-delà du point optimal. Cette tendance suggère qu'une concentration plus faible de (PP) est optimale lorsqu'elle est utilisée avec FeCl_3 . Les dosages les plus élevés, correspondent probablement à des situation de saturation des sites actifs du bio-floculant, ce qui limite la capacité du bio-floculant à interagir avec des particules supplémentaires (Liu et al. 2023b).

La sciure de bois (SD) montre également une remarquable efficacité en tant que bio-floculant, avec des valeurs d'élimination de la turbidité (TR) allant de 94,05 % à 98,52 %. Le dosage optimal est déterminé à 0,4 g, atteignant un TR maximal de 98,52 % et réduisant la turbidité de 296 NTU à 4,38 NTU. Cette efficacité est attribuée à la teneur en lignine et de cellulose de la (SD), qui aide à la formation de floccs. Toutefois, sa teneur relativement faible en agents flocculants actifs par rapport à d'autres biomatériaux limite ses performances globales (Adegoke et al. 2022), (Rahman and Khondoker 2024).

V.3.2.2 Evolution du pH pour les différents biomatériaux testés

Tout au long du processus, le pH reste relativement stable, allant de 6,09 à 6,44, indiquant que l'utilisation de (PP) a un impact insignifiant sur la chimie de l'eau. Cette stabilité peut être attribuée aux propriétés neutres des principaux composants des pelures de pommes de terre, tels que l'amidon et la cellulose, qui ne modifient pas significativement le pH de l'eau (Goyi et al. 2024), (Lal et al. 2024). Certaines études indiquent que la stabilité du pH pendant le traitement avec des bio-floculants à base de peau de pomme de terre souligne leur adéquation aux applications de purification de l'eau (Choumane et al. 2021). Ces résultats concordent avec des études antérieures qui mettent en évidence la capacité tampon des matériaux à base d'amidon, qui aide à maintenir un environnement de pH stable propice à la floculation (Goyi et al. 2024). Une tendance générale à la hausse du pH est observée avec l'augmentation des doses de sciure, passant de 6,2 à 6,61 pour des doses comprises entre 0,1 g et 1 g. Cette corrélation positive suggère que la sciure libère des composants alcalins, tels que des hydroxydes ou des carbonates, ou consomme des ions H^+ présents dans l'eau. Ces observations sont cohérentes avec des travaux antérieurs montrant que les matériaux ligno-cellulosiques, tels que la sciure, peuvent augmenter le pH d'une solution en raison de leur composition chimique et de leur réactivité (Renault et al. 2009), (Rahman and Khondoker 2024). Par ailleurs, la libération d'ions alcalins comme le potassium ou le calcium, provenant de la structure du bois, ou des réactions impliquant la lignine, pourrait également contribuer à cette augmentation (Liu et al. 2023a).

V.3.2.3 Evolution de la conductivité pour les différents biomatériaux testés

Les valeurs de la conductivité montrent une légère variation avec l'augmentation des doses du (PP), diminuant initialement de 2264 $\mu S/cm$ à 2207 $\mu S/cm$ pour des doses de 0,1 g à 0,2 g. Elles augmentant par la suite légèrement à 2250 $\mu S/cm$ à des doses de (PP) plus élevées. Cette tendance non linéaire s'explique par l'adsorption initiale des ions par l'amidon et les polysaccharides des (PP), qui réduit la force ionique globale, un comportement observé

avec d'autres flocculants à base d'amidon (Santacruz 2014), (Goyi et al. 2024). À des doses plus élevées, la saturation des sites d'adsorption peut entraîner la libération d'ions ou de composés organiques solubles, tels que des acides organiques, contribuant à l'augmentation de la conductivité, conformément aux études sur la libération de composés phénoliques par les (PP) lors du traitement des eaux (Mushtaq et al. 2024), (Nguyen et al. 2024). L'ensemble des observations sont cohérentes avec d'autres études qui ont démontré l'efficacité des épluchures de pommes de terre dans l'élimination de la turbidité de l'eau (Guo et al. 2015).

Les résultats de la conductivité montrent une corrélation non linéaire avec l'augmentation du dosage de sciure, fluctuant entre 2213 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et 2279 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Cette tendance résulte des interactions complexes reflétant le rôle de la cellulose et de la lignine dans la modulation de la conductivité, comme le soulignent (Ahmed et al. 2018). Le rôle de la cellulose et de la lignine dans la modulation de la conductivité est bien documenté. La cellulose, avec ses nombreux groupes hydroxyles, interagit avec les ions, tandis que la lignine, grâce à ses structures aromatiques et phénoliques, offre des sites d'adsorption supplémentaires (Sciban et al. 2006), (Bahrodin et al. 2021).

V.3.3 Optimisation du dosage des biomatériaux solides pour la coagulation-floculation, utilisés individuellement

Dans cette section, les essais sont réalisés en utilisant un même biomatériau à la fois pour la coagulation et la floculation. Il s'agit de se focaliser sur la détermination du dosage optimal de bio-floculant pour obtenir une réduction maximale de la turbidité. Les doses optimales précédemment établies pour la coagulation servent de référence. Tandis que les doses de floculant sont progressivement modifiées pour identifier la concentration la plus efficace pour chaque biomatériau. Les doses de coagulant sont fixes alors que les doses des floculant sont ajustées. Les biomatériaux testés avec leur dose optimale de coagulation, incluent les pelures de pomme de terre (PP, 0,2 g) et la sciure de bois (SD, 0,4 g). Le protocole expérimental, décrit dans la section « Matériel et Méthodes », permet l'évaluation de l'efficacité des biomatériaux par l'analyse de la turbidité finale et des paramètres physico-chimiques (pH, température, conductivité). Les résultats des expériences de l'optimisation du dosage des différents biomatériaux pour la coagulation et la floculation sont résumés dans les tableaux V.15 et V.16.

Tableau V.15 : Évaluation du potentiel du biomatériau (PP) en tant qu'agent coagulant-floculant autonome (Dose optimale de coagulation : 0.2 g ; turbidité initiale : 345 NTU)

Dose du floculant (g)	Turbidité finale (NTU)	pH	T (°C)	Conductivité (μS/cm)	TR (%)
0,1	100	7,62	19,8	2294	71,01
0,2	105	7,56	19,7	2304	69,56
0,3	110	7,44	19,5	2327	68,11
0,4	117	7,48	19,8	2338	66,08
0,5	121	7,57	19,5	2336	64,92
0,7	124	7,51	19,8	2334	64,05
1	132	7,42	19,8	2334	61,73

Tableau V.16 : Évaluation du potentiel du biomatériau (SD) en tant qu'agent coagulant-floculant autonome (Dose optimale de coagulation : 0.4g ; turbidité initiale : 361 NTU)

Dose de floculant (g)	Turbidité finale (NTU)	pH	T (°C)	Conductivité (μS/cm)	TR (%)
0,1	200	7,7	19,2	2310	44,59
0,2	190	7,74	19,2	2306	47,36
0,3	168	7,78	19,1	2304	53,46
0,4	186	7,93	19,1	2301	48,47
0,5	203	7,95	19,3	2300	43,76
0,7	205	7,96	19,1	2299	43,21
1	218	8	19,5	2289	39,61

TR : Taux de réduction de la turbidité. T_0 =Turbidité initiale (NTU).

L'interprétation graphique des tableaux V15 et V16 est présenté sur les figures V.16, V.17 et V.18)

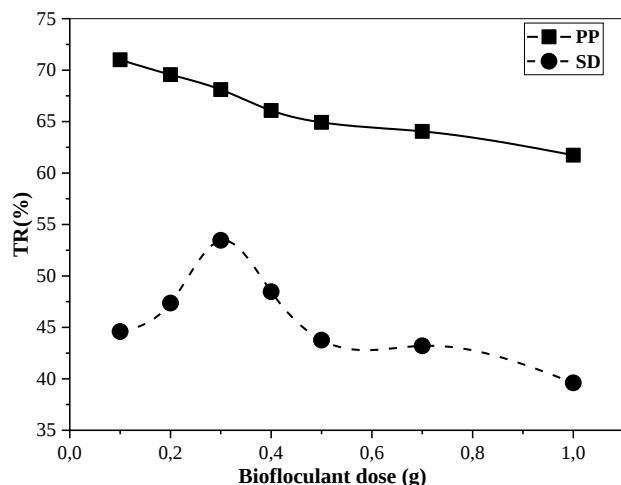


Figure V.16: Evolution du TR en fonction de la dose des agents coagulants-floculants autonomes (SD) et(PP)

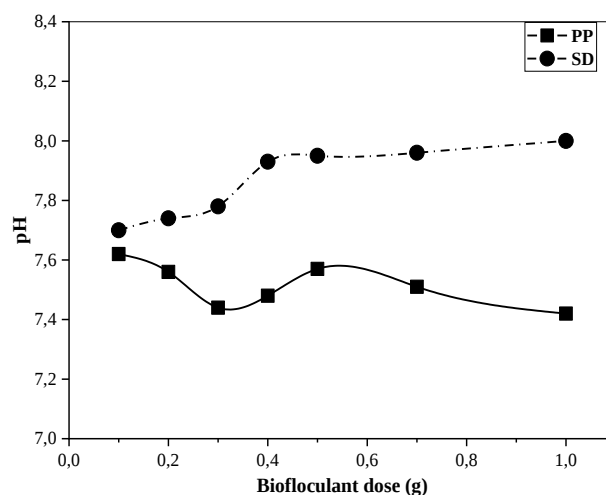


Figure V.17 Evolution du pH en fonction de la dose des agents coagulants-floculants autonomes (SD) et(PP)

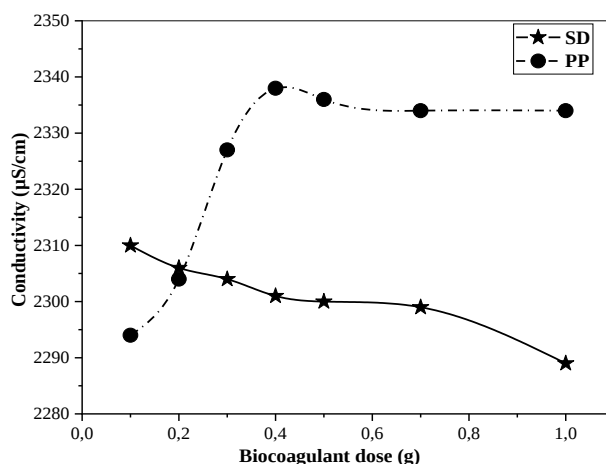


Figure V.18: Evolution de la conductivité en fonction de la dose des agents coagulants-floculants autonomes (SD) et (PP)

Le tableau V.17 donne une synthèse de ces résultats concernant les doses optimales de bio-floculant testés. Ces résultats, incluent la turbidité initiale, les dosages optimaux, les taux d'élimination de la turbidité et les paramètres physico-chimiques. Ces données permettent de comparer les performances des biomatériaux selon les doses de floculant, d'identifier les conditions optimales d'utilisation et d'explorer leur impact sur la clarification.

Tableau V.17 : Détermination et caractérisation des doses optimales des agents coagulants-floculants autonomes (PP) et (SD)

bio-floculant	T_0 (NTU)	Dose Optimale de floculation	T_f (NTU).	TR (%)	pH	T (°C)	Conductivité ($\mu\text{S/cm}$)
(PP)	345	0.1 g	100	71,01	7,62	19,8	2294
(SD)	361	0.3 g	168	53,46	7,78	19,1	2301

T_0 : Turbidité initiale (NTU). T_f : Turbidité finale (NTU) .TR (%) : Taux de réduction de la turbidité

V.3.3.1 Évolution de la turbidité en fonction des doses des biomatériaux solides testés

Les résultats pour les épluchures de pommes de terre (PP) montrent une diminution progressive du TR avec l'augmentation du dosage du bio-floculant. Le taux de réduction de la turbidité (TR) le plus élevé, soit 71,01 %, est obtenu avec un dosage minimal de 0,1 g. Cela indique qu'une concentration plus faible est plus efficace pour la floculation lorsque le PP est utilisé simultanément comme coagulant et floculant. Cette caractéristique peut être liée à la nature des amidons et des fibres dans les pelures de pommes de terre. À des concentrations plus élevées, des composés tels que les amidons et les fibres en excès peuvent provoquer une

re-stabilisation des particules. De plus, ils augmentent la viscosité, ce qui limite l'efficacité du processus de floculation. (Ahmad et al. 2006). La re-stabilisation des particules peut résulter de deux mécanismes principaux : la neutralisation des charges et les interactions compétitives. Dans le cas de la neutralisation des charges, une concentration excessive de coagulant peut saturer les sites de liaison ou engendrer des interactions négatives, réintroduisant des charges qui provoquent une répulsion entre les particules, (Zhu et al. 2018), (Saxena and Brighu 2020). Dans le second cas, une concentration excessive augmente la compétition pour les sites de liaison, ce qui entrave la formation de floccs suffisamment grands favorables pour une sédimentation efficace (Moreno-Chavez et al. 2020).

La sciure (SD) s'est révélée être le bio-floculant le moins efficace par rapport au reste des bio-floculant testés. Les résultats indiquent que le TR maximal n'est que de 53,46 %. Ce taux est obtenu avec un dosage de 3 ml pour une turbidité initiale de 361 NTU. Le résultat montre qu'au-delà du pic de la performance de la floculation, le TR diminue à mesure que les doses augmentent. Cela illustre une plage de dosage optimale restreinte, typique des matériaux tels que la sciure. La composition organique complexe de la sciure, comprenant de la lignine et de la cellulose, explique en partie ce phénomène. (El-Gaayda et al. 2021). À faible dose, le nombre limité de points de contact réduit la neutralisation des charges et le pontage entre les particules, compromettant la floculation (Fu and Chung 2011). À des doses plus élevées, l'augmentation de la viscosité et le déséquilibre structurel des floccs diminuent encore davantage les performances (Renault et al. 2009). Des concentrations excessives peuvent également entraîner une surcharge de particules ou un encombrement stérique, limitant l'efficacité globale (Lee et al. 2014). Ce comportement suggère que la sciure a une plage de dosage optimale relativement étroite, au-delà de laquelle son efficacité de floculation diminue.

V.3.3.2 Évolution du pH en fonction des doses des biomatériaux solides testés

En ce qui concerne le pH, des épilures de pommes de terre (PP) les résultats suggèrent une légère tendance à la baisse (de 7,62 à 7,42). Les valeurs les plus élevées du pH sont généralement associées à des valeurs de TR plus élevées, le TR maximal (71,01 %) étant observé à un pH de 7,62. De plus, il semble y avoir une faible corrélation positive entre TR et pH, indiquant qu'un environnement légèrement plus alcalin peut favoriser les performances du (PP) dans la plage testée. Des études récentes indiquent qu'une plage de pH optimale de 7,0 à 8,0 améliore la neutralisation des charges et le pontage, améliorant la formation de floccs et la sédimentation (Choumane et al. 2017), (Haleem et al. 2023).

Pour ce qui concerne le pH, de la sciure de bois (SD) les résultats indiquent une légère augmentation du pH (de 7,70 à 8,00) à mesure que le dosage de sciure augmente, l'efficacité diminuant après le point optimal. La corrélation entre le pH et son efficacité reste faible. Cependant, la sciure semble afficher une performance légèrement supérieure dans une plage de pH légèrement alcaline (Ysbaa et al. 2024).

V.3.3.3 Évolution de la conductivité en fonction des doses des biomatériaux solides testés

La conductivité de (PP) augmente légèrement (de 2294 à 2334 $\mu\text{S/cm}$) avec l'augmentation des doses du bio-floculant, suggèrent une corrélation négative probable entre TR et conductivité. Le TR maximal coïncide avec la conductivité la plus faible (2294 $\mu\text{S/cm}$), car une conductivité réduite diminue la présence d'ions concurrents, facilitant ainsi le pontage entre les particules et améliorant la formation de floccs (Bratby 2016), (Choumane et al. 2017). Dans l'ensemble, des valeurs de pH et de conductivité plus faibles sont associées à une meilleure réduction de la turbidité, bien que les corrélations restent faibles.

Les résultats de conductivité de (SD) montrent une légère diminution, passant de 2310 à 2289 $\mu\text{S/cm}$, à mesure que les doses de sciure augmentent, avec un TR maximal qui se produit à une conductivité de 2304 $\mu\text{S/cm}$. Parallèlement, la corrélation entre la conductivité et le taux de réduction de la turbidité est faible et non monotone. Ce constat suggère qu'une conductivité légèrement réduite peut favoriser une meilleure floculation des particules. Ainsi, une conductivité optimale pourrait contribuer à améliorer l'efficacité globale du traitement (Xu et al. 2022).

V.4 Résultats et performances des biomatériaux synthétique (PPAC)

Cette partie est dédiée à la présentation et à la discussion des résultats relatifs au matériau synthétique sous forme solide PPAC (charbon actif à base de biomasse de pomme de terre) utilisé comme agent d'adsorption dans le traitement des eaux usées. A la suite de l'évaluation des coagulants chimiques de référence et des biomatériaux liquides et solides abordée dans les sections précédentes, l'analyse se concentre ici sur ce matériau synthétique dont les propriétés spécifiques et mécanismes d'action diffèrent des biomatériaux naturels. En effet, sa porosité élevée et sa surface spécifique importante favorisent des processus d'adsorption physique ainsi que des interactions chimiques avec les polluants dissous.

L'étude s'ouvrira par la présentation des résultats de la spectrométrie infrarouge caractérisant la structure chimique du PPAC, avant d'aborder son efficacité intrinsèque en adsorption, sa performance combinée avec un coagulant chimique de référence, puis l'examen de son utilisation individuelle en tant que coagulant et floculant en même temps

dans le processus de coagulation floculation. Cette analyse approfondie permettra de mieux comprendre les facteurs influençant son efficacité et de valoriser ce matériau synthétique, produit à partir de ressources agricoles peu valorisées, comme une alternative prometteuse et durable dans le traitement des eaux usées.

V.4.1 Spectrométrie infrarouge (IR) du Charbon actif synthétisé

La spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier (FTIR) a été employée pour caractériser le charbon actif (PPAC) obtenu à partir d'épluchures de pommes de terre. Les résultats sont représentés sur la figure V.19.

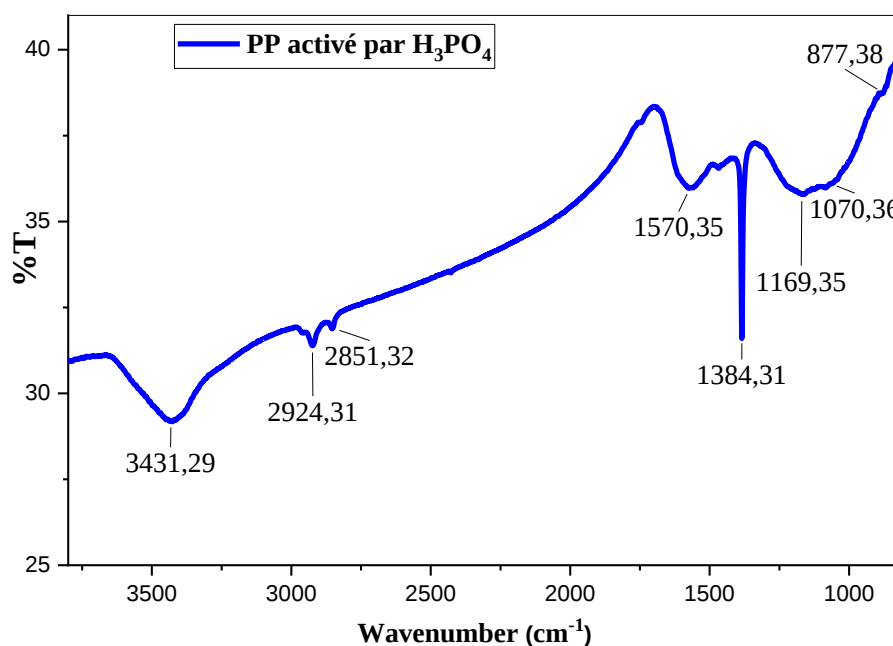


Figure V.19 : Spectre FT-IR du matériau synthétisé : charbon actif à base d'épluchures de pommes de terre (PPAC)

L'interprétation du spectre a permis d'identifier les pics suivants : Un pic large et intense autour de 3431 cm^{-1} est la signature des vibrations d'élongation des liaisons O-H, caractéristiques des alcools et des phénols (El Nemr A et al, 2015). Ce signal est crucial car il indique la présence de sites d'adsorption riches en hydrogène à la surface du charbon. La présence de groupes aliphatiques est confirmée par des pics à 2925 cm^{-1} (groupes méthylène, $-\text{CH}_2$) et à 2851 cm^{-1} (groupes méthyle, $-\text{CH}_3$), ce qui correspond à des fragments de la biomasse d'origine (Alam, S. et al, 2021). Le pic à 1570 cm^{-1} est attribué aux vibrations du groupe carboxylate déprotoné (COO^-), tandis que la bande à 1384 cm^{-1} suggère la présence de groupes carboxyliques ($-\text{COOH}$) issus de la pectine. Ces groupes sont essentiels pour la fixation des cations métalliques et d'autres polluants par échange d'ions. Les pics à 1384 cm^{-1} et 877 cm^{-1} sont liés aux espèces phosphorées introduites par l'acide phosphorique (H_3PO_4),

l'agent d'activation utilisé. Cela indique une bonne incorporation de l'agent activateur à la surface du matériau, ce qui est crucial pour le développement d'une structure microporeuse (Hashemian S et al, 2015).

Les pics entre 1070 cm^{-1} et 1169 cm^{-1} sont complexes et peuvent être associés à plusieurs types de liaisons, notamment celles des alcools (C-O), des acides carboxyliques (C=O) et des composés soufre-oxygène (SO_3H). Ces fonctions oxygénées et soufrées augmentent la polarité de la surface du charbon, améliorant ainsi sa capacité à adsorber une large gamme de polluants.

L'analyse FTIR démontre que le charbon actif préparé à partir d'épluchures de pommes de terre possède une chimie de surface riche et diversifiée. La présence de groupes fonctionnels tels que les alcools, les carboxylates et les composés soufrés-oxygénés confère au matériau des propriétés d'adsorption remarquables. Cette hétérogénéité de surface est la clé de son efficacité pour le traitement des eaux usées (Vunain et al, (2017).

V.4.2 Analyse par thermogravimétrie ATG

L'analyse thermogravimétrique (ATG) a été réalisée à l'aide d'un analyseur thermogravimétrique TA Instruments Hitachi STA7200 entre 10 et 800 °C sous atmosphère d'azote avec une rampe de chauffage de 30°C/ min. Cette technique permet d'enregistrer la variation de la masse d'un échantillon en fonction des cycles des températures. L'analyse thermogravimétrique (ATG) détermine la stabilité thermique et le comportement de décomposition d'un échantillon, sous plusieurs vitesses de chauffage.

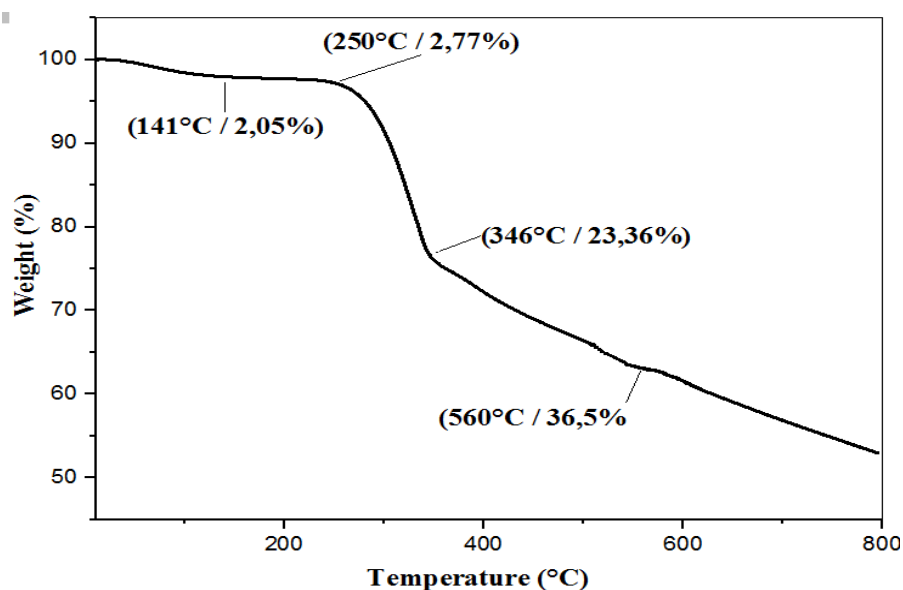


Figure V.20 : Analyse thermogravimétrique ATG de(PPAC)

L'analyse thermogravimétrique du (PPAC) présente quatre phases distinctes de perte de masse, indiquant la décomposition successive des différents composants du matériau analysé :

1. Perte d'humidités 'étendant de la température ambiante jusqu'à 141 °C, correspondant à une perte de masse de 2,05%. Cette première étape correspond à l'élimination de l'humidité libre et de l'eau faiblement liée (eau adsorbée ou hygroscopique) présente dans le matériau.
2. Dégradation des composants volatils|entre 141 °C et 250 °C, correspondant à une perte de masse de 2,77% (perte cumulée depuis 141 °C). Cette phase peu marquée est généralement attribuée à l'élimination de composés très volatils ou de certaines fractions de faible poids moléculaire, comme des monomères ou oligomères résiduels, ainsi que de l'eau fortement liée.
3. Décomposition majeure de l'hémicellulose et de la cellulose amorphe entre 250 °C et 346 °C, correspondant à une perte de masse de 23,36%. Il s'agit de la zone de décomposition thermique la plus intense après l'évaporation de l'eau. Pour les matériaux lignocellulosiques (comme la sciure de bois ou les épiluchures de pomme de terre), cette chute massive est principalement due à la dégradation de l'hémicellulose (qui se décompose généralement entre 200 °C et 300 °C) et de la cellulose amorphe.
4. Dégradation de la cellulose cristalline et de la lignine|entre 346 °C et 560 °C, correspondant à une perte de masse de 36,5%. Cette phase, qui s'étend sur une large plage de température, caractérise la décomposition de la cellulose cristalline plus thermiquement stable que la cellulose amorphe et surtout de la lignine. La lignine se dégrade plus lentement et sur une plage de température plus large (souvent jusqu'à 800 °C), expliquant la pente progressive et moins abrupte observée jusqu'à la fin de l'expérience (**Liang & McDonald, 2014**).

Le résidu final à 800 °C correspond à environ 50% de la masse initiale, constitué de résidu carboné (char) et des cendres inorganiques du matériau. Ce résidu solide est le produit final susceptible d'être utilisé pour la production de charbon actif.

V.4.4 Optimisation du procédé combiné de coagulation-floculation : chlorure ferrique comme coagulant et le charbon actif (PPAC) comme floculants

Cette section est consacrée à l'évaluation expérimentale des concentrations optimales de floculants issus de charbon actif (PPAC) en association avec le chlorure ferrique (FeCl_3) comme coagulant principal. Une approche expérimentale systématique est mise en œuvre

pour évaluer l'efficacité de réduction de la turbidité selon différentes concentrations du charbon actif (PPAC). Comme pour les sections précédentes le protocole expérimental consiste en une l'addition séquentielle de la dose optimum déjà déterminée du coagulant FeCl_3 prédéterminé (0,4 g/500 ml d'eau brute), suivie par l'introduction contrôlée de concentrations variables du charbon actif (PPAC) dans les mêmes conditions que pour les biomatériaux solides ; c'est-à-dire une agitation rapide à 150 tr/min pendant 5 minutes qui est réduite entre 40 et 50 tr/min pendant 20 minutes, avec surveillance visuelle des floes. La gamme de concentration est établie de manière systématique de 0,1 à 1,0 g.

L'évaluation des performances est réalisée par une analyse complète des paramètres clés comprenant la turbidité résiduelle, la dynamique du pH et les mesures de conductivité, permettant une détermination précise des dosages optimaux requis pour chaque biomatériau. Les résultats, sont présentés dans le tableau **V.18** donne un aperçu de l'efficacité du charbon actif (PPAC) pour réduire la turbidité.

Tableau V.18: Caractérisation des performances du système combiné FeCl_3 -(PPAC) en fonction du dosage de bio-floculant (Turbidité initiale :320 NTU)

Dose de flocculant (g)	Turbidité finale (NTU)	pH	T (°C)	Conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	TRT (%)
0,1	2,62	5,5	20,0	2190	99,18
0,2	0,48	5,4	20,4	2192	99,85
0,3	0,70	5,15	20,0	2195	99,78
0,4	3,45	5,00	20,8	2207	98,92
0,5	3,58	4,65	20,3	2217	98,88
0,7	5,28	4,45	20,2	2221	98,35
1	9,44	4,01	20,6	2220	97,05

Les figures **V.21**, **V.22** et **V.23** donnent l'évolution de la réduction de la turbidité, du pH et de la conductivité au cours des expériences de l'évaluation des performances du charbon actif (PPAC) testés en tant que floculant, en utilisant le FeCl_3 comme coagulant. Les deux courbes correspondant aux épluchures de pomme de terre (PP) et au charbon actif (PPAC) sont représentées sur un même graphique pour faciliter la comparaison visuelle des performances des matériaux, sans que cela signifie leur utilisation conjointe dans une même solution.

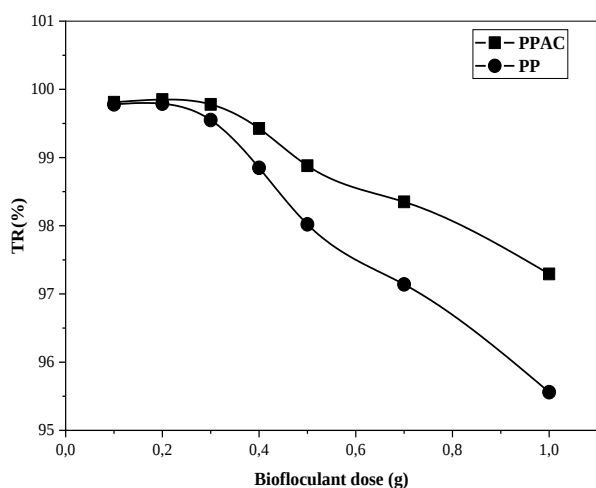


Figure V.21 : Evolution du TR en fonction de la dose des -bio floculant (PP) et (PPAC) (système combiné avec FeCl_3)

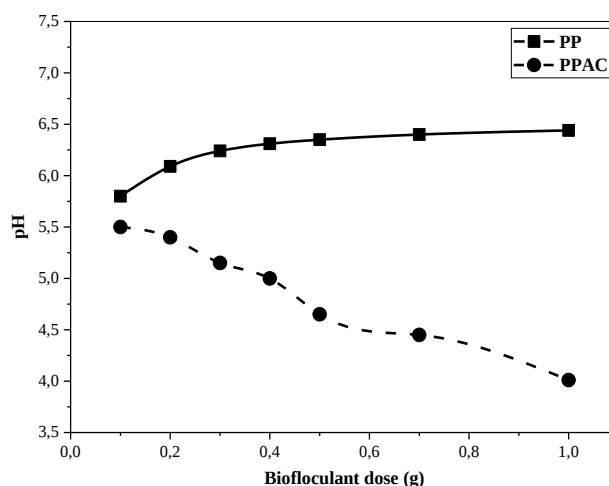


Figure V.22: Evolution du pH en fonction des doses des biofloculant (PP) et (PPAC)(système combiné avec FeCl_3)

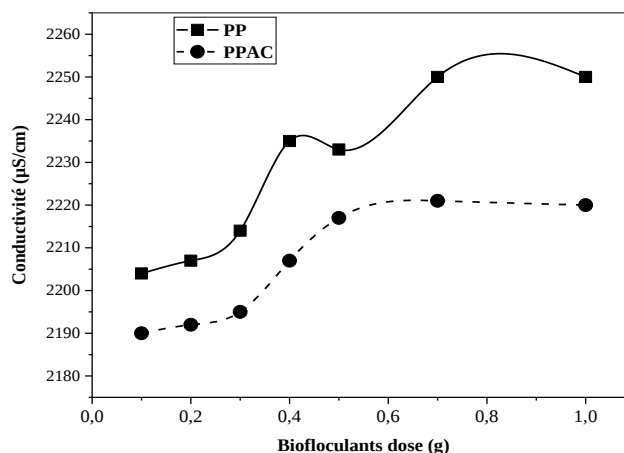


Figure V.23: Evolution de la conductivité en fonction des doses des biofloculants (PP) et (PPAC) (système combiné avec FeCl_3)

5.4.4.1.Évolution de la turbidité en fonction des doses des biomatériaux testés

Pour les deux matériaux, la réduction de turbidité décroît légèrement quand la dose de bio floculant augmente après un certain seuil, en raison probablement du processus de la sur dose entrainant un effet inverse ou un phénomène de ré-stabilisation des particules colloïdales. Le PPAC montre une efficacité globalement supérieure à celle des épluchures de pomme de terre (PP) sur tout l'intervalle de doses testée. Par exemple, à la dose maximale d'1 g, le TR atteint environ 97,3% pour le PPAC contre environ 95,5% pour le PP, démontrant ainsi que le PPAC réduit plus efficacement la turbidité. Pour les faibles doses (0,1 g), les performances restent proches, avec un TRT autour de 99%, mais à mesure que la

dose augmente, la performance relative du PPAC se maintient plus élevée, ce qui démontre une meilleure stabilité et efficacité du PPAC.

En résumé, le biofloculant synthétique PPAC est plus efficace que les épluchures de pomme de terre sur la réduction de la turbidité, particulièrement pour des doses élevées, ce qui souligne l'intérêt de ce matériau pour des applications d'épuration exigeantes.

V.4.4.2 Evolution du pH en fonction des doses des biomatériaux étudiée

Le graphe présente un contraste net entre les deux matériaux : en comparaison avec les (PP) ; le pH du (PPAC) diminue de manière significative ; il passe de 5.5 à 4.01, avec l'augmentation de la dose du (PPAC) ; cette diminution importante est une conséquence directe de l'activation chimique effectuée par l'acide phosphorique (H_3PO_4) qui malgré les nombreux lavages réalisés (détaillés dans la section Méthodologie), le conserve des résidus d'acide phosphorique, avec une forte densité de groupes fonctionnels acides sur sa surface qui, en se dissociant dans la solution, libèrent des ions H^+ , ce qui entraîne une acidification du milieu qui influe d'une manière importante l'eau traitée. Ce processus est confirmé par de nombreuses études concernant l'activation des charbons actifs préparés avec l'acide phosphorique. (Puziy et al., 2002; Lua et al., 2006).

V.4.4.2 Evolution de la conductivité en fonction des doses des biomatériaux étudiée

Le graphique illustre l'évolution de la conductivité en fonction de la dose de biofloculant pour deux matériaux issus des épluchures de pomme de terre : les (PP) et le (PPAC). Pour les deux matériaux, la conductivité augmente globalement à mesure que la dose ajoutée augmente (passant d'environ 2200 à 2250 $\mu S/cm$ pour le (PP) et de 2190 à 2220 $\mu S/cm$ pour le (PPAC)). L'augmentation est relativement plus faible pour le (PPAC) en raison de sa purification (lavage acide/basique) pour éliminer les sels libres. Sa conductivité est principalement due aux résidus de (H_3PO_4) c'est-à-dire les ions H^+ et les ions phosphate, mais le lavage a réduit sa teneur en sels minéraux globaux par rapport aux pelures brutes.

Les résultats témoignent de l'efficacité de la procédure de lavage post-activation chimique même si le (PPAC) conserve un caractère acide affectant le pH, il est significativement plus pur que le (PP) en termes de concentration totale de sels minéraux libres impliquant sa conductivité finale plus faible. L'activation chimique, suivie d'un lavage rigoureux permet de développer la porosité souhaitée du matériau tout en limitant l'augmentation indésirable de la salinité (Ahmed et al, 2020), (Parsa, S. N, et al. 2017).

V.4.5 Optimisation du dosage du charbon actif (PPAC) pour la coagulation-floculation, utilisés individuellement

Dans cette section (comme pour les biomatériaux liquides et solides), les essais sont réalisés en utilisant un même biomatériau à la fois pour la coagulation et la floculation, dans ce cas Il s'agit donc de déterminer le dosage optimal du (PPAC) pour obtenir une réduction maximale de la turbidité. Les doses optimales précédemment établies pour la coagulation servent de référence, dans ce cas (PPAC 0.2g), tandis que les doses de floculants sont progressivement modifiées pour identifier la concentration la plus efficace. La turbidité initiale étant égale à 345 NTU. Le protocole expérimental, décrit dans la section Méthodes et Matériel, permet l'évaluation de l'efficacité des biomatériaux par l'analyse de la turbidité finale et des paramètres physico-chimiques (pH, température, conductivité). Les résultats des expériences de l'optimisation du dosage des différents biomatériaux pour la coagulation et la floculation sont donnés dans les **figures V.24, V.25 et V.26**

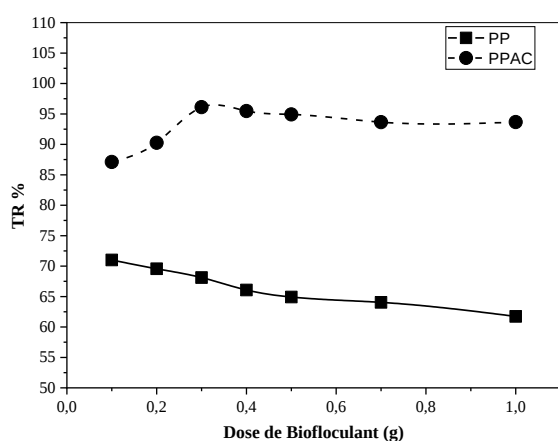


Figure V.24: Evolution du TR (%) en fonction des doses des PP et PPAC

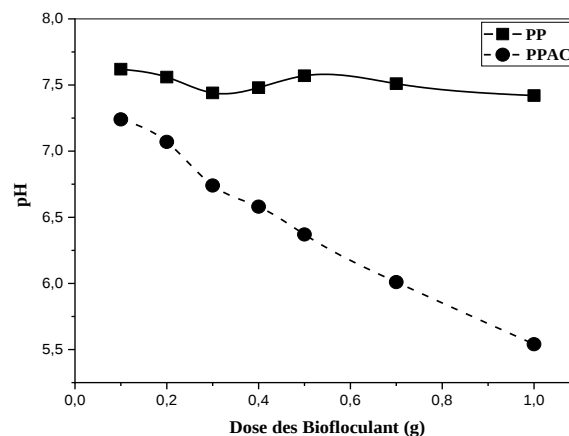


Figure V.25 : Evolution du pH en fonction des doses des biomatériaux PP et PPAC

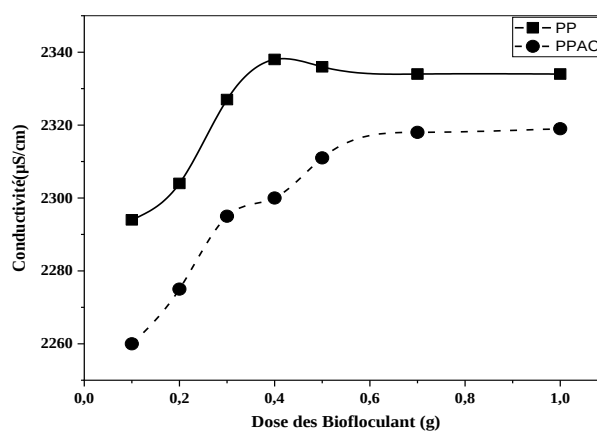


Figure V.26: Evolution de la conductivité en fonction des doses des biomatériaux PP et PPAC

Les résultats, résumés dans le tableau **V.19** donnent un aperçu de l'efficacité de ces matériaux pour réduire la turbidité.

Tableau V.19 : Optimisation de la dose de Charbon actif (PPAC) (Dose de coagulant PPAC : 0,2g). Turbidité initiale =345(NTU)

Dose de flocculant (g)	Turbidité finale (NTU)	pH	T (°C)	Conductivité (µS/cm)	TR (%)
0,1	44,47	7,24	19,7	2260	87,11
0,2	33,60	7,07	19,8	2275	90,26
0,3	13,42	6,74	19,8	2295	96,11
0,4	15,59	6,58	19,8	2300	95,48
0,5	17,52	6,37	19,6	2311	94,92
0,7	21,90	6,01	19,8	2327	93,65
1	21,83	5,54	19,8	2328	93,67

T_0 = la turbidité initiale (NTU); T_f = La turbidité finale (NTU), TR (%) = Taux de réduction de la turbidité (%)

Le tableau **V.20** donne une synthèse de ces résultats concernant les doses optimales de bio-floculants testés. Ces résultats, incluent la turbidité initiale, les dosages optimaux, les taux d'élimination de la turbidité et les paramètres physico-chimiques. Ces données permettent de comparer les performances des biomatériaux selon les doses de flocculant, d'identifier les conditions optimales d'utilisation et d'explorer leur impact sur la clarification.

Tableau V.20: Performances du coagulant et conditions expérimentales

Biomaterial	T_0 (NTU)	Optimum coagulation dose	T_f (NTU).	TR (%)	pH	T (°C)	Conductivity (µS/cm)
(PP)	345	0.1 g	100	71,01	7,62	19,8	2294
(PPAC)	345	0.3 g	13,42	96,11	7,78	19,8	2295

T_0 : la turbidité initiale ; T_f : La turbidité finale , TR (%) : Taux de réduction de la turbidité (%)

V.4.5.1. Évolution de la turbidité en fonction des doses des biomatériaux testés

Le charbon actif (PPAC) montre un taux de réduction de turbidité nettement supérieur à celui des épluchures brutes (PP) pour toutes les doses testées. Le TR atteint un pic proche de 100% à partir de 0,3 g de PPAC, et reste stable jusqu'à 1 g, témoignant d'une efficacité maximale et soutenue pour l'épuration de l'eau. Concernant les épluchures de pomme de terre (PP), le TR est plus faible (environ 60-75%), avec une tendance à diminuer légèrement au fur et à mesure que la dose augmente, invoquant des limites dans la capacité d'élimination des particules. Ce comportement montre que le traitement par charbon actif PPAC, grâce à sa

meilleure capacité d'adsorption due à sa surface plus poreuse est plus performant pour la réduction de la turbidité que les biomatériaux bruts, corroborant la littérature (**Ahmed et al, 2020**).

V.4.5.2 Evolution du pH en fonction des doses des biomatériaux testés

Contrairement à l'évolution du pH pour les épluchures de pomme de terre (PP), ou il restait globalement stable autour de 7,5, indiquant un impact limité de l'ajout du bio flocculant sur l'acidité ou l'alcalinité de la solution traitée ; l'augmentation de la dose de charbon actif PPAC induit une diminution progressive et marquée du pH, passant de 7,2 à 5,5. Cette acidification du milieu peut s'expliquer par la présence de groupes fonctionnels acides en surface du matériau, conséquence de l'activation chimique, qui libèrent des protons dans la solution. De tels résultats sont en adéquation avec les données récentes de la littérature (**Moussavi et al., 2013**).

(**Tan et al., 2017**) rapportent également que l'activation chimique de charbons issus de biomasse confère une surface enrichie en sites acides, modulant le pH lors du traitement des eaux, un facteur crucial à considérer lors de l'application pratique car l'efficacité de l'adsorption ou de la coagulation en est souvent dépendante. Ainsi, la gestion du pH, dépendant du choix et du dosage du bio flocculant, représente un facteur important pour optimiser la clarification des eaux usées.

V.4.5.3 Evolution de la conductivité en fonction des doses des biomatériaux testés

En comparaison avec le graphique présentant l'évolution de la conductivité électrique en fonction de la dose des épluchures de pomme de terre (PP) On observe que la conductivité augmente avec la dose pour le charbon actif (PPAC) également ; puisqu'elle passe d'environ 2260 $\mu\text{S/cm}$ à un plateau autour de 2318 $\mu\text{S/cm}$. Cette augmentation indique un relargage d'espèces ioniques solubles du matériau vers la solution. Plus la dose est augmentée, plus la quantité d'ions larguée est importante, entraînant une augmentation de la conductivité (**Ahmaruzzaman, 2011**). Le plateau atteint indique une saturation de la libération des ions les plus solubles disponibles dans le matériau à cette concentration d'eau.

Cependant, la conductivité est systématiquement plus élevée pour les épluchures brutes (PP) que pour le PPAC (environ 2335-2340 $\mu\text{S/cm}$) ce qui peut s'expliquer par la libération d'une concentration élevée de sels minéraux intrinsèques (principalement potassium, calcium, magnésium), facilement et rapidement lessivés lors de la mise en contact avec l'eau, entraînant une forte et rapide hausse de la conductivité (**Srivastava et al., 2018**).

En revanche, le charbon actif PPAC, de par son activation chimique et de son traitement de lavage intensif post-activation, libère moins d'ions, traduisant une conductivité finale plus faible malgré l'augmentation de la dose. Cette tendance est cohérente avec les résultats de (Moussavi et al., 2013). Le (PPAC), de par sa purification, est un matériau plus propre en termes de relargage salin total contribuant ainsi à un moindre impact sur la conductivité de l'eau traitée. Dans les applications réelles de traitement des eaux, un faible impact sur la conductivité est favorable car une augmentation importante de la salinité est une pollution secondaire non désirée (Ahmed et al., 2020).

V.5 Conclusion

La présente analyse souligne le rôle dominant du chlorure ferrique (FeCl_3) en tant que coagulant de référence, avec une efficacité maximale remarquable de 99,84% dans la réduction de la turbidité, établissant ainsi une base solide de comparaison pour l'évaluation des biomatériaux. Les extraits liquides d'Agave (AgEx) et d'Opuntia (OpEx) se sont révélés prometteurs en tant que flocculants naturels, leur efficacité variant selon les doses appliquées et la nature des polysaccharides actifs. La combinaison de FeCl_3 avec ces biomatériaux liquides a produit une amélioration notable de la turbidité, atteignant un taux de 99,87% avec (AgEx) et 92,91% avec (OpEx). À l'inverse, lorsque les biomatériaux liquides jouent simultanément le rôle de coagulants et flocculants, (OpEx) présente une meilleure performance que (AgEx), avec des taux respectifs de 85,35% et 73,18%. L'étude des combinaisons alternées a montré que le système (AgEx) coagulant / (OpEx) flocculant offre la meilleure réduction de turbidité (82,60% à une dose de 2,5 ml), tandis que l'ordre inverse conduit à un taux réduit à 43%, mettant en évidence l'importance stratégique de l'association. Dans la catégorie des biomatériaux solides, les épluchures de pommes de terre (PP) et la sciure de bois (SD), grâce à leur composition riche en fibres, amidons et lignocellulose, démontrent une capacité significative à réduire la turbidité. L'épluchure de pomme de terre devance la sciure de bois avec des taux de 71,01% contre 53,46%, reposant principalement sur des mécanismes d'adsorption, piégeage physique et pontage polymérique. Leur association avec FeCl_3 améliore ces performances, avec des taux respectifs atteignant 98,52% pour (PP) (0,4 g) et 99,79% pour (SD) (0,2 g), révélant une complémentarité bénéfique entre les mécanismes chimiques et biologiques.

Enfin, l'étude du charbon actif à base d'épluchures de pomme de terre (PPAC) comme bio-flocculant a mis en évidence une efficacité remarquable, avec un taux de réduction de turbidité de 99,85% en association avec FeCl_3 (0,2 g). Ce taux reste élevé

(96,11%) même à une masse augmentée de 0,3 g, confirmant le potentiel du (PPAC) comme matériau performant pour l'élimination des polluants urbains.

Cette conclusion synthétise les principaux résultats tout en valorisant les mécanismes et l'efficacité comparative des biomatériaux étudiés. Dans l'ensemble, les données expérimentales démontrent que les biomatériaux étudiés constituent une alternative prometteuse aux produits conventionnels, notamment en raison de leur abondance, de leur faible coût et de leur caractère écologique. Ces résultats offrent ainsi une base solide pour envisager leur intégration dans des filières de traitement durable des eaux usées et justifient des investigations complémentaires en conditions réelles à plus grande échelle.

Conclusion générale

Conclusion générale

Conclusion générale

Les travaux présentés dans cette thèse, se rapportent à l'évaluation de solutions de dépollution durables en intégrant des biomatériaux naturels et synthétisés dans le traitement des eaux usées dans un processus de coagulation floculation. L'analyse comparative porte sur cinq matériaux issus de la biomasse : l'extrait d'Agave (AgEx), et l'extrait d'*Opuntia ficus-indica* (OpEx) pour la phase liquide ; les épluchures de pommes de terre (PP) et la sciure de (SD) pour la phase solide ; ainsi qu'un matériau synthétisé : le charbon actif (PPAC) (charbon actif à base de biomasse de pomme de terre). Leur efficacité a été évaluée dans un contexte semi-aride, avec une application spécifique à la station d'épuration des eaux usées de Mécheria, située dans la région de Naama, en Algérie. Les résultats révèlent des contributions significatives à la gestion durable des ressources en eau et à la conservation de l'environnement. Les tests préliminaires ont identifié le chlorure ferrique (FeCl_3) comme le coagulant conventionnel le plus efficace, atteignant un taux de réduction de la turbidité TR (%) de plus de 80 % à un dosage optimal de 0,4 g sur 30 minutes. Ce résultat a servi de point de référence pour évaluer les performances des biomatériaux naturels. Lorsqu'ils sont combinés avec FeCl_3 , les biomatériaux naturels ont montré des performances supérieures : La combinaison de FeCl_3 avec les biomatériaux liquides a produit une amélioration notable de la turbidité, atteignant un taux de 99,87% avec (AgEx) et 92,91% avec (OpEx).

À l'inverse, lorsque les biomatériaux liquides jouent simultanément le rôle de coagulants et floculants, (OpEx) présente une meilleure performance que (AgEx), avec des taux respectifs de 85,35% et 73,18%.

L'étude des combinaisons alternées a montré que le système (AgEx) coagulant / (OpEx) floculant offre la meilleure réduction de turbidité (82,60% avec un volume de 2,5 ml, tandis que l'ordre inverse conduit à un taux réduit à 43%. Ces résultats soulignent l'importance de sélectionner des rôles spécifiques pour chaque biomatériau en fonction de leurs propriétés uniques. Les performances supérieures d'AgEx en tant que coagulant peuvent être attribuées à sa teneur élevée en polysaccharides, qui facilite la neutralisation des charges et la déstabilisation des particules. Parallèlement, OpEx excelle en tant que floculant en raison de ses propriétés mucilagineuses. Ces derniers favorisent la formation des flocs plus gros et plus denses qui améliorent l'efficacité de la sédimentation. L'interaction synergique entre ces deux biomatériaux optimise à la fois la coagulation et la formation de flocs, offrant une solution équilibrée et efficace pour le traitement des eaux usées.

Conclusion générale

Dans la catégorie des biomatériaux solides, utilisés individuellement, les épluchures de pommes de terre (PP) et la sciure de bois (SD), démontrent une capacité significative à réduire la turbidité grâce à leur composition riche en fibres, amidons et lignocellulose. L'épluchure de pomme de terre devance la sciure de bois avec des taux de 71,01% (0.1g), contre 53,46%, (0.3g) reposant principalement sur des mécanismes d'adsorption, piégeage physique et pontage polymérique. Leur association avec FeCl_3 améliore ces performances, avec des taux respectifs atteignant 98,52% (0.4g) pour (PP) (0,4 g) et 99,79% 0,2 g), pour (SD), révélant une complémentarité bénéfique entre les mécanismes chimiques et biologiques.

Enfin, l'étude du charbon actif à base d'épluchures de pomme de terre (PPAC) comme bio-floculant a mis en évidence une performance exceptionnelles, positionnant ce matériau synthétisé à partir de biomasse comme une alternative de haute valeur pour la dépollution des eaux :

L'efficacité maximale a été observée en régime hybride, avec un taux de réduction de turbidité de 99,85% en association avec FeCl_3 (0,2 g). Ce résultat confirme l'existence d'une synergie puissante entre l'adsorption de surface offerte par le (PPAC) et la capacité de neutralisation de charge du FeCl_3 . Le (PPAC) agit ainsi comme un adjuvant d'adsorption capable de piéger les micropolluants et les colloïdes stabilisés, augmentant l'efficacité globale du processus de coagulation-floculation.

Plus significativement encore, le (PPAC) a démontré une double fonction : coagulante et floculante lorsqu'il est utilisé seul. À une dose légèrement augmentée (0,3g), l'efficacité de ce biofloculant intégré a maintenu un niveau très élevé, avec un taux de réduction de turbidité de 96,11%. Ce résultat prouve que les propriétés physico-chimiques du (PPAC) (particulièrement sa porosité et sa surface spécifique) lui confèrent à la fois une capacité d'adsorption des colloïdes et une capacité d'agrégation mécanique ou de pontage inter-particulaire, permettant une clarification quasi complète de l'eau.

Ces performances confirment le potentiel du le (PPAC) comme matériau performant pour l'élimination des polluants urbains. L'efficacité soutenue, même en absence de produits chimiques, valide la stratégie de la valorisation des agro-déchets pour la production d'un adsorbant-coagulant efficace, répondant ainsi directement aux impératifs de l'économie circulaire et de la réduction des coûts opérationnels des stations d'épuration.

Conclusion générale

D'un point de vue pratique, l'intégration de biomatériaux d'origine locale offre plusieurs avantages. En tirant parti des ressources locales abondantes, les coûts opérationnels sont réduits par rapport à l'importation de coagulants chimiques conventionnels. L'utilisation de matériaux biodégradables minimise les impacts écologiques, en s'alignant sur les efforts mondiaux en faveur de la chimie verte et des principes de l'économie circulaire. Bien que l'étude actuelle se concentre sur des expériences à l'échelle du laboratoire, les résultats fournissent une base solide pour la mise à l'échelle de ces méthodes vers des applications industrielles. La mise à l'échelle du processus vers des usines de traitement pilotes ou à grande échelle nécessite la résolution des problèmes logistiques, notamment l'efficacité de l'extraction, la stabilité du stockage et la cohérence de la qualité des matériaux. L'exploration de techniques d'extraction et de méthodes de conservation rentables sera essentielle pour une adoption généralisée. L'évaluation des effets à long terme des composants résiduels des biomatériaux sur la qualité de l'eau traitée et les écosystèmes est nécessaire pour garantir la conformité aux normes réglementaires. De plus, l'étude du devenir de la matière organique introduite par ces biomatériaux dans les processus en aval contribuera à atténuer les conséquences imprévues.

Par ailleurs, l'élargissement de la gamme de biomatériaux testés pourrait permettre de découvrir de nouveaux candidats aux propriétés complémentaires. L'exploration d'extraits d'autres plantes résistantes à la sécheresse originaires de régions semi-arides pourrait donner des résultats similaires, voire meilleurs. La combinaison de la coagulation-floculation basée sur AgEx/OpEx par exemple, avec des technologies avancées, telles que la filtration membranaire ou les processus d'oxydation avancés, pourrait améliorer l'efficacité globale du traitement et élargir la portée des polluants éliminés. Encourager la participation communautaire à l'approvisionnement et au traitement de ces biomatériaux favorise non seulement le développement économique local, mais aussi la sensibilisation aux pratiques de gestion durable de l'eau. Les décideurs politiques devraient envisager d'intégrer ces solutions respectueuses de l'environnement dans les politiques nationales.

Références bibliographiques

Références bibliographiques

Références bibliographiques

Abaas EK, Ali SAK (2024) Performance of Agricultural Wastes as A Biofilter Media for Low-Cost Greywater Treatment Technology. *J Eng Sustain Dev* 28:782–792.

Abderrahmane Y, Okkacha Y, Hassiba B (2014) Sustainable Solid Waste Management in the City of Mecheria (Western Algeria). *Energy Procedia* 50:953–959. <https://doi.org/10.1016/J.EGYPRO.2014.06.114>

Abdolmaleki, A., Mallakpour, S; Rostami, M. (2015). Role of Carboxylic Acid-Functionalized MWCNTs in Potentially Biodegradable Poly (Amide–Imide) Nanocomposites Based on N, N'-(Pyromellitoyl)-bis-S-valine.

Abu-Gharbia, M. A., Farghaly, M. M.; Haridi, A. M. (2024). Moringa oleifera Seed Extracts as a Natural Coagulant for Raw Water Treatment and Improving its Quality. *EKB Journal Management System*, 9(2), 114-120.

Adegoke KA, Adesina OO, Okon-Akan OA, et al (2022) Sawdust-biomass based materials for sequestration of organic and inorganic pollutants and potential for engineering applications. *Curr Res Green Sustain Chem* 5:100274.

Aguilera Flores MM, Valdivia Cabral GI, Medellín Castillo NA, et al (2022) Study on the Effectiveness of Two Biopolymer Coagulants on Turbidity and Chemical Oxygen Demand Removal in Urban Wastewater. *Polym* 2023,

Ahmad, A., Wong, S., Teng, T; Zuhairi, A. (2008). Improvement of alum and PACl coagulation by polyacrylamides (PAMs) for the treatment of pulp and paper mill wastewater. *Chemical Engineering Journal*, 137(3), 510–517. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2007.03.088>

Ahmaruzzaman, M. (2011). Adsorption of pollutants by agro-waste materials. *Advances in Colloid and Interface Science*, 166(1-2), 49-65.

Ahmed, M. J; Dhedan, S. K. (2012). Equilibrium isotherms and kinetics modeling of methylene blue adsorption on agricultural wastes-based activated carbons. *Fluid phase equilibria*, 317, 9-14.

Ahmed, M. J., et al. (2020). Activated Carbon for Water and Wastewater Treatment: Optimization of the Synthesis and Performance. *Water Research*.

Ait Si Said R (2020) L'entrepreneuriat vert en Algérie : Une nouvelle opportunité pour la production nationale. *Econ Environ Rev* 03:153–179

Akinhanmi TF, Ofudje EA, Adeogun AI, et al (2020) Orange peel as low-cost adsorbent in the elimination of Cd (II) ion: kinetics, isotherm, thermodynamic and optimization evaluations. *Bioresour Bioprocess* 7:1–16. <https://doi.org/10.1186/S40643-020-00320-Y/FIGURES/11>

Alam S, Khan MS, Bibi W, et al (2021) Preparation of Activated Carbon from the Wood of *Paulownia tomentosa* as an Efficient Adsorbent for the Removal of Acid Red 4 and Methylene Blue Present in Wastewater. *Water* 2021, Vol 13, Page 1453 13:1453. <https://doi.org/10.3390/W13111453>

Alazaiza MYD; Albahnasawi A; Ali GAM; et al (2022) Application of Natural Coagulants for Pharmaceutical Removal from Water and Wastewater: A Review. *Water* 14: 140. <https://doi.org/10.3390/W14020140>

Références bibliographiques

- Ali, A., et al. (2024). A review of recent advances in biochar-based adsorbents for wastewater treatment. *Journal of Hazardous Materials*, 462, 132644.
- Almutairi MS, Ali M (2015) Direct detection of saponins in crude extracts of soapnuts by FTIR. *Nat Prod Res* 29:1271–1275.
- Amarjargal B, Taşdemir T (2023) A Comparative Study: Evaluation of Wastewater Suspensions Flocculation Performance Using Laboratory Graduated Cylinder and Jar Test Methods. *Water Air Soil Pollut* 234:1–13.
- Amiri A, Øye G, Sjöblom J (2012) Stability and Flow-Induced Flocculation of Fumed Silica Suspensions in Mixture of Water-Glycerol. *J Dispers Sci Technol* 33 :1247–1256.
- Amuda, O; Amoo, I. (2007). Coagulation/flocculation process and sludge conditioning in beverage industrial wastewater treatment. *Journal of Hazardous Materials*, 141(3),778–783.
- Alnimer AA, Smith DS, Parker WJ (2024) Impact of organic matter constituents on phosphorus recovery from CPR sludges. *Water Environ Res* 96 :13.
- Alves, N. M; Mano, J. F. (2008). Chitosan derivatives obtained by chemical modifications for biomedical and environmental applications. *International Journal of Biological Macromolecules*
- Aniyikaiye, A. S., et al. (2022). Sustainable water treatment using *Moringa oleifera* seed cake extract as a natural coagulant: A review. *Journal of Environmental Management*, 321,115933.
- Ang WL, Mohammad AW (2020) State of the art and sustainability of natural coagulants in water and wastewater treatment. *Clean Prod*
- Arias, M., Barral, M; Mejuto, J. (2002). Enhancement of copper and cadmium adsorption on kaolin by the presence of humic acids. *Chemosphere*, 48(10), 1081-1088.
- Arris S, Ayat A, Bencheikh-Lehocine M, Meniai AH (2021) Removal of turbidity and chemical oxygen demand using an eco-friendly coagulant/flocculent (optimization and modeling through the response surface methodology). *Desalin Water Treat* 211:338–348.
- Aschale M, Tsegaye F, Amde M (2021) Potato peels as promising low-cost adsorbent for the removal of lead, cadmium, chromium and copper from wastewater. *Desalin Water Treat*
- Atheba, G. P. (2009). *Traitement des eaux par action combinée de la photocatalyse solaire et de l'adsorption sur charbon actif : conception et réalisation du procédé* (Thèse de Doctorat). Université Paul Verlaine-Metz.
- Ayat. A, Arris S, Abbaz A, et al (2021) The use of alternative sustainable biomaterials for dye removal and chemical oxygen demand reduction by a bio coagulation/ bio flocculation process Optimization through response surface methodology. *Alger J Environ Sci Technol Sept Ed* 7:2437–1114
- Baatache O, Derbal K, Benalia A, et al (2024) Valorization of Pine Cones (*Pinus nigras*) for Industrial Wastewater Treatment and Crystal Violet Removal: A Sustainable Approach Based on Bio-Coagulants and a Bio-Adsorbent. *Water* 16 :260.
- Baccar, R., Sarra, M., et al. (2012). Removal of pharmaceutical compounds by activated carbon prepared from agricultural by-product. *Chemical Engineering Journal*, 211, 310-317.

Références bibliographiques

- Badawi AK, Salama RS, Mostafa MMM (2023) Natural-based coagulants/flocculants as sustainable market-valued products for industrial wastewater treatment: a review of recent developments. *RSC Adv* 13:19335–19355.
- Bahrodin MB, Zaidi NS, Hussein N, et al (2021) Recent Advances on Coagulation-Based Treatment of Wastewater: Transition from Chemical to Natural Coagulant. *Curr Pollut Reports* 7:379–391.
- Balbinoti JR, dos Santos Junior RE, de Sousa LBF, et al (2023) Plant-based coagulants for food industry wastewater treatment. *J Water Process Eng* 52:.
- Banks, W. A., Niehoff, M. L., Drago, D; Zatta, P. (2006). Aluminum complexing enhances amyloid β protein penetration of blood–brain barrier. *Brain Research*, 1116(1), 215–221.
- Barthlott W, Mail M, Bhushan B, Koch K (2017) Plant Surfaces: Structures and Functions for Biomimetic Applications. In: Bhushan B (ed) *Springer Handbook of Nanotechnology*, Springer. Springer, Berlin, Heidelberg, Berlin, Heidelberg, pp 1265–1305
- Basile A, Cassano A, Conidi C (2023) Advanced Technologies in Wastewater Treatment: Food Processing Industry. *Adv Technol Wastewater Treat Food Process Ind* 1–387.
- Beltrán Heredia, J; Sánchez Martín, J. (2009). Removing heavy metals from polluted surface water with a tannin-based flocculant agent. *Journal of Hazardous Materials*, 165(1-3), 1215–1218. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.09.104>
- Belbali A, Benghalem A, Gouttal K, Taleb S (2023) Coagulation of turbid wastewater with an active component extracted from *Moringa oleifera* seeds. *Int J Environ Anal Chem* 103:8689–8705.
- Belhassan K, Belhassan K (2022) Water Scarcity Management in the Maghreb Region. *Drought - Impacts Manag.*
- Bemoussat A, Adjim M, Bensaoula F (2019) Irrigation with treated wastewaters and the protection of Hennaya groundwater – Tlemcen, Algeria. *J Water L Dev* 43:19–27.
- Benabbes D, Kessasra F, Foughalia A, et al (2024) Coupled hydrogeological modeling and nitrate transport modeling in an anthropized valley, a case study of the lower Soummam valley (Bejaïa Northeast of Algeria). *JAFES* 211:105183.
- Benaissa F, Maachou H, Nedjhioui M (2021) Optimization of synthetic dyes removal from wastewaters using loofah biomaterial: equilibrium, kinetic, and thermodynamic studies. *Desalin Water Treat* 234:234–244.
- Benalia A, Baatache O, Derbal K, et al (2024a) The use of central composite design (CCD) to optimize and model the coagulation-flocculation process using a natural coagulant: Application in jar test and semi-industrial scale. *J Water Process Eng* 57:104704.
- Benalia A, Chaibraa W, Djeghar S, et al (2023) Use of Extracted Proteins from Oak Leaves as Bio-Coagulant for Water and Wastewater Treatment: Optimization by a Fractional Factorial Design. *Water* 15:1984.
- Benalia A, Derbal K, Amrouci Z, et al (2024b) Application of Plant-Based Coagulants and Their Mechanisms in Water Treatment: A Review. *J Renew Mater* 12:667–698.

Références bibliographiques

- Benalia A, Derbal K, Khalfaoui A, et al (2021) Use of Aloe vera as an Organic Coagulant for Improving Drinking Water Quality. *Water* 2021, Vol 13, Page 2024 13:2024.
- Benaradj A, Boucherit H, Bouderbala A, Hasnaoui O (2021) Biophysical Effects of Evapotranspiration on Steppe Areas: A Case Study in Naâma Region (Algeria). In: Dr. John P. Tiefenbacher (ed) *Climate Issues in Asia and Africa - Examining Climate*, IntechOpen, p 33.
- Benaradj A, Boucherit H, Merzougui T (2020) Water Resources, State of Play, and Development Prospects in the Steppe Region of Naâma (Western Algeria). *Handb Environ Chem* 98:253–283.
- Benettayeb A, Usman · Muhammad, Coffee ·, et al (2022) A critical review with emphasis on recent pieces of evidence of *Moringa oleifera* biosorption in water and waste water treatment. *Environ Sci Pollut Res* 2022 2932 29 :48185–48209.
- Benmounah A., Safi B., Saidi M (eds) *Proceedings of the Third International Symposium on Materials and Sustainable Development*. Springer International Publishing AG 2018, pp 506–515.
- Bensadok, K. (2007). *Procédé de traitement d'émulsions huile/eau et eau/huile* (Thèse de doctorat d'état). Université des sciences et de la technologie Houari Boumedienne.
- Benzater B, Hachemaoui A, Elouissi A, Benaricha B (2019) The Reuse of Wastewater in the Context of Climate Change : Case of Mascara Wilaya (Algeria). In: *Advances in Sustainable and Environmental Hydrology, Hydrogeology, Hydrochemistry and Water Resources*. Springer, Cham, pp 153–156.
- Bermúdez-Bazán M, Castillo-Herrera GA, Urias-Silvas JE, et al (2021) Hunting Bioactive Molecules from the Agave Genus: An Update on Extraction and Biological Potential. *Mol* 2021, Vol 26, Page 6789 26 :6789.
- Bersinger T, Le Hécho I, Bareille G, et al (2015) Continuous monitoring of turbidity and conductivity in wastewater networks: An easy tool to assess the pollution load discharged into receiving water. *Rev des Sci l'Eau* 28:9–17.
- Betatache H, Aouabed A, Drouiche N, Lounici H (2014) Conditioning of sewage sludge by prickly pear cactus (*Opuntia ficus Indica*) juice. *Ecol Eng* 70:465–469.
- Bialik, E., Stenqvist, B., Fang, Y., Östlund, Å., Furó, I., Lindman, B., Lund, M. Bernin, D. (2016). Ionization of Cellobiose in Aqueous Alkali and the Mechanism of Cellulose Dissolution. *The Journal of Physical Chemistry Letters*, 7(24), 5044–5048.
- Blazewicz M, Paluszkiewicz C (2001) Characterization of biomaterials used for bone regeneration by FTIR spectroscopy. *J Mol Struct* 563–564:147–152.
- Bolto B, Gregory J (2007) Organic polyelectrolytes in water treatment. *Water Res* 41 :2301–2324.
- Bouadil, A., et al. (2025). *Understanding Emerging Contaminants in Water and Wastewater: A Comprehensive Review on Detection, Impacts, and Solutions*. ResearchGate.
- Bouaouine O, Bourven I, Khalil F, et al (2019) Identification and role of *Opuntia ficus indica* constituents in the flocculation mechanism of colloidal solutions. *Sep Purif Technol* 209:892–899.

Références bibliographiques

- 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. *Environ Sci Pollut Res* 25 :11111–11119. <https://doi.org/10.1007/S11356-018-1394-7/METRICS>
- Bouatay F, Mhenni F (2014) Use of the Cactus *Cladodes Mucilage* (*Opuntia Ficus Indica*) Asan Eco-Friendly Flocculants: Process Development and Optimization using Stastical Analysis. *Int J Environ Res* 8 :1295–1308.
- Bouchaala L, Charchar N, Sahraoui H, Gherib A (2021) Assessment of wastewater biological treatment efficiency and mapping of WWTPs and LTPs in Algeria. *J Environ Heal Science Eng* 19:1153–1169.
- Bouchareb R, Derbal K, Benalia A (2021) Optimization of active coagulant agent extraction method from *Moringa Oleifera* seeds for municipal wastewater treatment. *Water Science Technol* 84:393–403.
- Boucherit H, Benaradj A, Bouarfa S, Anteur D (2024) Ecological Characterization of Steppe Formations in the Naama Region (Western Algeria). In: *Scrub Vegetation as Dynamic States of Forests - Methodologies for Learning and Research*. IntechOpen, pp 1–166.
- Boukerker H, Boumedjene MR, Abdelghafour. D, et al (2021) State of pastoral resources in the Algerian steppe regions: main factors of degradation and definition of preservation and rehabilitation actions. *Res Rural Dev* 33.
- Bousmaha A, Boulkaibet A (2020) Water Resources Management Policy in Algeria: Strategies and Means. *Int J SciResManag* 8 :09–24. <https://doi.org/10.18535/IJSRM/V8I07.G01>
- Bratby J (2016) *Coagulation and Flocculation in Water and Wastewater Treatment*. IWAPublishing.
- Brettmann BK, Laugel N, Hoffmann N, et al (2016) Bridging contributions to polyelectrolytebrush collapse in multivalent salt solutions. *J Polym Sci Part A Polym Chem* 54:284–291. <https://doi.org/10.1002/POLA.27959>.
- Castañeda-Salazar A, Figueroa-Cárdenas JD, López MG, Mendoza S (2023) Physicochemical and functional characterization of agave fructans modified by cationization and carboxymethylation. *CarbohydrPolym Technol Appl* 5:100284.
- Cazetta, A. L., Vargas, A. M. M., et al. (2011). NaOH-activated carbon of high surface area produced from coconut shell: kinetics and equilibrium studies from the methylene blue adsorption. *Chemical Engineering Journal*, 174(1), 117-125.
- Chaudhary, P., et al. (2020). Performance and sludge characteristics of hybrid coagulation-flocculation process using biopolymer and inorganic coagulant. *Water Research*, 186, 116377.
- Chen, F. H., et al. (2021). Starch-based cationic flocculants for sludge dewatering: A comprehensive review on preparation and performance. *Carbohydrate Polymers*, 268, 118228.
- Chen, Y. F., et al. (2023). Recent advances in functionalized chitosan-based materials for efficient heavy metal removal from water. *Journal of Hazardous Materials*, 444, 130283.
- Cheng H, Jia Y, Wang L, et al (2016) Isolation and structural elucidation of a novel homogenous polysaccharide from *Tricholoma matsutake*. *Nat Prod Res* 30:58–64.

Références bibliographiques

- Chittur KK (1998) FTIR/ATR for protein adsorption to biomaterial surfaces. *Biomaterials* 19:357–369.
- Choukr-Allah R, Ragab R, Rodriguez-Clemente R (2012) Integrated water resources management in the Mediterranean region dialogue towards new strategy. *Integrated Water resources Manag Mediterranean Reg Dialogue Towar New Strateg* 1–364.
- Choumane F-Z (2017) Application des épluchures de pomme de terre et des coquilles d'escargots dans le traitement des eaux usées par Coagulation-floculation. Algérie: Univ Saida-Dr Moulay Tahar.
- Choumane FZ, Benguella B, Maachou B, Saadi N (2017) Valorisation of a bioflocculant and hydroxyapatites as coagulation-flocculation adjuvants in wastewater treatment of the steppe in the wilaya of Saida (Algeria). *Ecol Eng* 107:152–159.
- Choumane FZ, Kandouci F, Maachou B (2018) Use of the Potato Peels and the Bentonite as Additives of Flocculation in the Wastewater Treatment of the STEP of Saïda.
- Chenchouni H, Chaminé HI, Khan MF, et al. (eds) *Proceedings of the 2nd Springer Conference of the Arabian Journal of Geosciences (CAJG-2)*, Tunisia 2019. Springer, pp 485–487.
- Choumane FZ, Zaoui F, Kandouci F, et al (2021) Valorization of potato peel residues to produce a bioflocculant to be used in the treatment of liquid effluents. *IOP Conf Ser Mater Sci Eng* 1204 :012002.
- Chowdhury, M. A., et al. (2025). Bacterial biofilm attachment to sustainable carriers as a clean-up strategy for wastewater treatment: A review. *Bohrium*.
- Choy, S. Y., Prasad, K. M. N., Wu, T. Y; Ramanan, R. N. (2015). A review on common vegetables and legumes as promising plant-based natural coagulants in water clarification. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 12(1), 367–390.
- Ciolea D Ionela, Ilciuc OD, Berca M (2022) Studies and Research on the Recovery of Copper from Industrial Waste Solutions by the Cementation Method. *Inżynieria Miner* 1 :71–76.
- Crini, G; Badot, P. M. (2008). *Traitement et épuration des eaux industrielles polluées - procédés membranaires, bioadsorption et oxydation chimique*.
- Crini, G., et al. (2020). *Water Treatment by Adsorption*. CRC Press.
- Crittenden JC, Trussell RR, Hand DW, et al (2012) *MWH's Water Treatment: Principles and Design*. John Wiley and Sons.
- Cross K, Tondera K, Rizzo A, et al (2021) *Nature-Based Solutions Wastewater Treatment for Wastewater*. IWA Publishing.
- Dairi S, Mrad D, Bouamrane A, et al (2022) A Review on the Reuse of Treated Wastewater in Algeria: Scenario and Sustainability Issues. 10.1007/978-3-030-72543-3_109.
- Das N, Ojha N, Mandal SK (2021) Wastewater treatment using plant-derived bioflocculants: Green chemistry approach for safe environment. *Water Sci Technol* 83:1797–1812.
- Daza-Gamez R, Barajas-Solano A, Epalza-Contreras M (2016) Evaluation of the Efficiency of Bio-polymers Derived from Desertic Plants as Flocculation Agents. *Chem Eng Trans* 49:361–366.

Références bibliographiques

- Debabeche M, Barkat A, Boukebous MA (2022) Reuse of wastewater, treated by phytoremediation, for the irrigation of the Botanical Garden “le jardin Landon” (Biskra, Algeria). Sustainable solution for the preservation of a material heritage site. *Agua y Territ / Water Landsc* 99–106.
- Deshmukh S, Hedao M (2018) Wastewater Treatment Using Bio-Coagulant as Cactus *Opuntia Ficus Indica*. *Int J Sci Res Dev* 6:711–717.
- Dhrubo AAK, Jannat M, Hossain MS (2023) Enhancing the performance of coagulants for wastewater treatment by varying and optimizing the experimental parameters. *J Water Process Eng* 55:104144.
- Djema R, Rahma F, Benalia A, et al (2023) Extraction and Purification of The Active Substance Contained InThe Aloe Vera For Their Use As a Natural Flocculant. *All Science Abstract* 1:14–14.
- Dlamini NG, Basson AK, Rajasekhar Pullabhotla VS (2020) Biosynthesis of bioflocculant passivated copper nanoparticles, characterization and application. *Phys Chem Earth, Parts A/B/C* 118–119:102898.
- Drouiche N, Ghaffour N, Naceur MW, et al (2012) Towards sustainable water management inAlgeria. *Desalin Water Treat* 50:272–284.
- Drouiche N, Khacheba R, Soni R (2020) Water Policy in Algeria. In: *Water Policies in MENA Countries. Global Issues in Water Policy*. Springer, Cham, pp 19–46
- Duan J, Gregory J (2003) Coagulation by hydrolysing metal salts. *Adv Colloid Interface Science* 100–102:475–502.
- E.W. Rice, R.B. Baird, A.D. Eaton (2017) *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. American Public Health Association, American Water Works Association,
- Ebrahimi A, Amin MM, Pourzamani H, et al (2017) Hybrid coagulation-UF processes for spent filter backwash water treatment: a comparison studies for PAFCl and FeCl₃ as a pre-treatment. *Environ Monit Assess* 189 :1–15.
- Ebrahimi, A., et al. (2021). A review on agricultural wastewater treatment using advanced oxidation processes: Opportunities and challenges. *Journal of Hazardous Materials*, 419, 126487.
- El Bouaidi W, Libralato G, Tazart Z, et al (2022) Nature-based coagulants for drinking water treatment: An ecotoxicological overview. *Water Environ Res* 94: e10782.
- El-Gaayda J, Titchou FE, Oukhrib R, et al (2021) Natural flocculants for the treatment of wastewaters containing dyes or heavy metals: A state-of-the-art review. *J Environ Chemistry Eng* 9:106060.
- El-Naggar, G. M. H. F. I. B., et al. (2023). Chitosan and its derivatives for flocculation of wastewater: A review. *Journal of Cleaner Production*, 400, 136709.
- El Nemr, A., El-Sikaily, A., Khaled, A; Abdelwahab, O. (2015). Removal of toxic chromium from aqueous solution, wastewater and saline water by marine red alga *Pterocladia capillacea* and its activated carbon. *Arabian J Chem*, 8(1), 105–116.

Références bibliographiques

- Elkady M, Yosri AM, Fathy SM, Abbas MHA (2024) Slaughterhouse wastewater remediation using carbonized sawdust followed by textile filtration. *Appl Water Sci* 14:1–15. /FIGURES/4
- El-taweel RM, Mohamed N, Alrefaey KA, et al (2023) A review of coagulation explaining its definition, mechanism, coagulant types, and optimization models; RSM, and ANN. *Res Green Sustain Chem* 6:100358.
- Espinosa-Velázquez G, Ramos-de-la-Peña AM, Montanez J, Contreras-Esquivel JC (2017) Rapid physicochemical characterization of innovative fucoidan/fructan powders by ATR–FTIR. *Food Sci Biotechnol* 27:411.
- Ettaloui Z, Salah S, Aguelmous A, et al (2021) Use of ferric chloride contained in the rejects from the steel industry as a coagulant for the fuel washing wastewater treatment. *Desalin Water Treat* 234:68–76.
- Farinella N V., Matos GD, Arruda MAZ (2007) Grape bagasse as a potential biosorbent of metals in effluent treatments. *Bioresour Technol* 98:1940–1946.
- Feng S, Cheng H, Xu Z, et al (2019) Antioxidant and anti-aging activities and structural elucidation of polysaccharides from *Panax notoginseng* root. *Process Biochemistry* 78:189–199.
- Freitas, T. K. F. S., Almeida, C. A., Manholer, D. D., Geraldino, H. C. L., de Souza, M. T. F.,; Garcia, J. C. (2018). Review of Utilization Plant-Based Coagulants as Alternatives to Textile Wastewater Treatment. In: *Detox Fashion* (pp. 27–79). Springer Singapore.
- Fu Y, Chung DDL (2011) Coagulation of oil in water using sawdust, bentonite and calcium hydroxide to form floating sheets. *Appl Clay Sci* 53:634–641.
- Galinari É, Sabry DA, Sassaki GL, et al (2017) Chemical structure, antiproliferative and antioxidant activities of a cell wall α -d-mannan from yeast *Kluyveromyces marxianus*. *Carbohydr Polym* 157:1298–1305.
- Gaudino EC, Colletti A, Grillo G, et al (2020) Emerging Processing Technologies for the Recovery of Valuable Bioactive Compounds from Potato Peels. *Foods* 2020, Vol 9, Page 1598 9:1598.
- Gadd, G. M. (2009). Biosorption: critical review of scientific rationale, environmental importance and significance for pollution treatment. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 84(1), 13-28.
- Gautam S, Saini G (2020) Use of natural coagulants for industrial wastewater treatment. *Glob J Environ Sci Manag* 6:553–578.
- Gaviria-Bedoya A, Ainhua R-C (2024) Coagulant and flocculant effect of *Opuntia ficus-indica* in water treatment. *Afinidad J Chem Eng Theor Appl Chem* 81:112–122.
- Genaro-Mattos, T. C., Maurício, Â. Q., Rettori, D., Alonso, A; Hermes-Lima, M. (2015). Antioxidant Activity of Caffeic Acid against Iron-Induced Free Radical Generation—A Chemical Approach. *PLOS ONE*, 10(6), e0129963.
- Gheraout, D; Elboughdiri, N. (2020). Domestic Wastewater Treatment: Difficulties and Reasons, and Prospective Solutions—China as an Example. *Open Access Library Journal*, 7(2).

Références bibliographiques

- Gelbard JL, Belnap J (2003) Roads as conduits for exotic plant invasions in a semiarid landscape. *Conserv Biol* 17:420–432.
- Graham, N., Gang, F., Fowler, G; Watts, M. (2008). Characterisation and coagulation performance of a tannin-based cationic polymer: A preliminary assessment. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 327(1-3), 9–16.
- Goyi AA, Sher Mohammad NM, Omer KM (2024) Preparation and characterization of potato peel derived hydrochar and its application for removal of Congo red: a comparative study with potato peel powder. *Int J Environ Sci Technol* 21 :631–642.
- Hadadi A, Imessaoudene A, Bollinger JC, et al (2022a) Comparison of Four Plant-Based Bio-Coagulants Performances against Alum and Ferric Chloride in the Turbidity Improvement of Bentonite Synthetic Water. *Water* 14:3324.
- Hadadi A, Imessaoudene A, Bollinger JC, et al (2022b) Parametrical Study for the Effective Removal of Mordant Black 11 from Synthetic Solutions: *Moringa oleifera* Seeds' Extracts Versus Alum. *Water* 2022, Vol 14, Page 4109 14:4109.
- Hamad, H. N; Idrus, S. (2022). Recent Developments in the Application of BioWaste-Derived Adsorbents for the Removal of Methylene Blue from Wastewater: A Review. *Polymers*, 14(4), 783.
- Haleem N, Osabutey A, Albert K, et al (2023) Flocculation of livestock wastewater using cationic starch prepared from potato peels. *Environ Sci Water Res Technol* 9:1690–1700.
- Hallouz F, Meddi M, Mahé G, et al (2018) Erosion, Suspended Sediment Transport and Sedimentation on the Wadi Mina at the Sidi M'Hamed Ben Aouda Dam, Algeria. *Water* 2018, Vol 10, Page 895 10 :895.
- Haussonne, J. M. (2002). *Céramiques pour l'électronique et l'électrotechnique*.
- Harris DC (2007) *Quantitative Chemical Analysis*. W. H. Freeman and Company, New York
- Hashemian, S., Salari, K., Salehifar, H; Yazdi, Z. A. (2015). Removal of azo dyes: violet b and violet 5R from aqueous solution using new activated carbon developed from orange peel. *Journal of Chemistry*.
- Heinrich M, Jalil B, Abdel-Tawab M, et al (2022) Best Practice in the chemical characterisation of extracts used in pharmacological and toxicological research—The ConPhyMP—Guidelines 12. *Front Pharmacol* 13:953205.
- Hernández-Del Castillo PC, Oliva J, Rodriguez-Gonzalez V (2022) An eco-friendly and sustainable support of agave-fibers functionalized with graphene/TiO₂:SnO₂ for the photocatalytic degradation of the 2,4-D herbicide from the drinking water. *J Environ Manage* 317 :115514.
- Hernández De León, H. R. (2008). *Supervision et diagnostic des procédés de production d'eau potable (Thèse de Doctorat)*. Institut National des Sciences Appliquées de Toulouse, France.
- Hoang Oanh, L. T., et al. (2024). Turbidity Removal Efficiency of Tannin Based Flocculants Derived from Different Agricultural Waste. *VNU Journal of Science: Earth and Environmental Sciences*, 40(1S).
- Ho K, Lau SY, Ting LH, et al (2025) Review of starch-based coagulants for water treatment: Mechanisms, extraction and surface modification. *Next Sustain* 5:17.

Références bibliographiques

- Hocine H, Debab A, Benettayeb A, et al (2023) Effectiveness of *Opuntia ficus indica* (cactus) fruit juice for sludge conditioning. *Environ Monit Assess* 195:1–18.
- Howe KJ, Hand DW, Crittenden JC, George Trussell RRT (2012) Principles of water treatment. John Wiley; Sons
- Ihaddaden S, Aberkane D, Boukerroui A, Robert D (2022) Removal of methylene blue (basic dye) by coagulation-flocculation with biomaterials (bentonite and *Opuntia ficus indica*). *J Water Process Eng* 49:102952.
- Iwuozor KO (2019) Prospects and Challenges of Using Coagulation-Flocculation method in the treatment of Effluents. *Adv J Chem Sect A* 2:105–127.
- Jansson, P., Kenne, L; Lindberg, B. (1975). Structure of the extracellular polysaccharide from *xanthomonas campestris*. *Carbohydrate Research*, 45, 275–282.
- Jasim NA, Azeez JM, Shamkhi MS (2022) A comparative study of different coagulants used in treatment of turbid water. *OEng* 12:366.
- Javed S, Zulfiqar Z, Fatima Z, et al (2024) A comprehensive review of plant-based mucilages as promising candidates for water remediation. *J Environ Chemistry Eng* 12:114035.
- Jiang JQ (2015) The role of coagulation in water treatment. *Curr Opin Chem Eng* 8:36–44.
- Johnson PD, Girinathannair P, Ohlinger KN, et al (2008) Enhanced Removal of Heavy Metals in Primary Treatment Using Coagulation and Flocculation. *Water Environ Res* 80:472–479.
- Jung Y, Jung Y, Kwon M, et al (2018) Evaluation of *Moringa oleifera* seed extract by extraction time: effect on coagulation efficiency and extract characteristic. *J Water Health* 16:904–913.
- Kamaleson, J., et al. (2023). A comprehensive review on recent advances in coagulation/flocculation process for wastewater treatment: Mechanisms, coagulants, and challenges. *Journal of Cleaner Production*, 407, 137021.
- Karimi M, Tabiee M, Karami S, et al (2024) Climate change and water scarcity impacts on sustainability in semi-arid areas: Lessons from the South of Iran. *Groundw Sustain Dev* 24:101075
- Khan, S. I., et al. (2023). A review on the application of natural coagulants for industrial wastewater treatment. *Journal of Water Process Engineering*, 53, 103759.
- Kelkoul M, Ait Hammou R, Zareb D, et al (2008) Potential use of treated wastewater for supplemental irrigation of cereals Algeria. In: Improving water and land productivities in rainfed systems., Community-. Center for Agricultural Research in the Dry Areas (ICARDA)., pp 119–131.
- Khadhraoui M, Sellami M, Zarai Z, et al (2019) Cactus juice preparations as bioflocculant: Properties, characteristics and application. *Environ Eng Manag J* 18:137–146.
- Khaled A, Abdella A (2022) Practical Efficiency Comparison of Different Natural Coagulants for Water Turbidity Removal. *Sohag Eng J* 3:79–86.
- Kherbache N (2020) Water policy in Algeria: Limits of supply model and perspectives of water demand management (WDM). *Desalin Water Treat* 180:141–155.

Références bibliographiques

- Kolya H, Kang CW (2023) Bio-Based Polymeric Flocculants and Adsorbents for Wastewater Treatment. *Sustain* 2023, Vol 15, Page 9844 15:9844.
- Koul B, Bhat N, Abubakar M, et al (2022) Application of Natural Coagulants in Water Treatment: A Sustainable Alternative to Chemicals. *Water* 14:3751.
- Kowalczyk D, Pitucha M (2019) Application of FTIR Method for the Assessment of Immobilization of Active Substances in the Matrix of Biomedical Materials. *Mater* (Basel, Switzerland) 12:
- Kurniawan SB, Abdullah SRS, Imron MF, et al (2020) Challenges and Opportunities of Biocoagulant/Bioflocculant Application for Drinking Water and Wastewater Treatment and Its Potential for Sludge Recovery. *Int J Environ Res Public Heal* 2020, Vol 17, Page 9312 17 :9312.
- Laicans J, Dejus B, Dejus S, Juhna T (2024) Precision and Accuracy Limits of Wastewater-Based Epidemiology—Lessons Learned from SARS-CoV-2: A Scoping Review. *Water* (Switzerland) 16:
- Lal MK, Tiwari RK, Kumar A, et al (2024) Methodological Breakdown of Potato Peel's Influence on Starch Digestibility, In Vitro Glycemic Response and Pasting Properties of Potato. *Am J Potato Res* 101:65–75.
- Lahreche, S., Moulefera, I., El Kebir, A., Sabantina, L., Kaid, M. H; Benyoucef, A. (2022). Application of activated carbon adsorbents prepared from prickly pear fruit seeds and a conductive polymer matrix to remove congo red from aqueous solutions. *Fibers*, 10(1), 7.
- Lee, D. W., Lim, C., Israelachvili, J. N; Hwang, D. S. (2013). Strong Adhesion and Cohesion of Chitosan in Aqueous Solutions. *Langmuir*, 29(46), 14222–14229.
- Lee, J. W., et al. (2023). Recent advances in natural coagulants for sustainable wastewater treatment: A comprehensive review. *Journal of Environmental Management*, 340, 117970.
- Le Houérou HN (1996) The role of cacti (*Opuntiaspp.*) in erosion control, land reclamation, rehabilitation and agricultural development in the Mediterranean Basin. *J Arid Environ* 33 :135–159.
- Lestari, D. S., et al. (2023). The role of natural coagulant in hybrid coagulation- flocculation for heavy metal removal: A comprehensive review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 11(5), 110486.
- Liang, S; McDonald, A. G. (2014). Chemical and Thermal Characterization of Potato Peel Waste and Its Fermentation Residue as Potential Resources for Biofuel and Bioproducts Production. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 62(34),8421-8429.
- Liang Z, Siegert M, Fang W, et al (2018) Blackening and odorization of urban rivers: a bio-geochemical process. *FEMS MicrobiolEcol* 94:12.
- Li L, Gao K, Yang M, et al (2023) Challenges and potential solutions of microalgae-based systems for wastewater treatment and resource recovery. *Front BioengBiotechnol* 11:1210228.
- Li S, Liu M, Meng F, et al (2021) Removal of F– and organic matter from coking wastewater by coupling dosing FeCl_3 and AlCl_3 . *J Environ Sci* 110 :2–11.

Références bibliographiques

- Li, Y., Li, J., Chen, S;Diao, W. (2012). Establishing indices for groundwater contamination risk assessment in the vicinity of hazardous waste landfills in China. *Environmental Pollution*, 165, 77–90.
- Liu Z; Wang J; Li G; et al (2023) Study on Flocculation Characteristics of Potato Starch Wastewater. *Coatings* 2023, Vol 13, Page 1762 13 :1762.
- Lua, A. C., et al. (2006). Influence of treatment on the properties of activated carbon prepared from palm shell. *Journal of Colloid and Interface Science*, 296(2), 654-661.
- Luo, W., et al. (2023). Life cycle assessment of typical chemical, biological, and physical wastewater treatment technologies. *Journal of Cleaner Production*, 419,138198.
- López-Maldonado EA, Hernández-García H, Zamudio-Aguilar MAM, et al (2020) Chemical issues of coffee and Tule lignins as ecofriendly materials for the effective removal of hazardous metal ions contained in metal finishing wastewater. *Chem Eng J* 397:125384.
- Lustenberger S, Castro-Muñoz R (2022) Advanced biomaterials and alternatives tailored as membranes for water treatment and the latest innovative European water remediation projects: A review. *Case Stud Chem Environ Eng* 5:100205.
- Lwasa A, Mdee OJ, Ntalikwa JW, Sadiki N (2024) Performance analysis of plant-based coagulants in water purification: a review. *Discov Water* 2024 41 4:1–23.
- Madjene F, Benhabiles O, Boutra A, et al (2023) Coagulation/flocculation process using *Moringa oleifera* bio-coagulant for industrial paint wastewater treatment: optimization by D-optimal experimental design. *Int J Environ Sci Technol* 20:12131–12140.
- Matos T, Martins MS, Henriques R, Goncalves LM (2024) A review of methods and instruments to monitor turbidity and suspended sediment concentration. *J Water Process Eng* 64:2–10.
- Medina-Morales MA, Soto-Cruz O, Contreras-Esquivel JC, et al (2017) Study of enzymatic saccharification of Agave leaves biomass to yield fermentable sugars. *3 Biotech* 7:1–9.
- Meez E, Rahdar A, Kyzas GZ (2021) Sawdust for the Removal of Heavy Metals from Water: A Review. *Molecules* 26.
- Meftah K, Meftah S, Lamkhanter H, et al (2024) Extraction and optimization of *Austrocylindropuntia subulata* powder as a novel green coagulant. *Desalin Water Treat* 318:100339.
- Megersa M, Ayenew B, Adere A, et al (2024) Treatment of turbid surface water using *Opuntia ficus-indica* as a plant-based coagulant: Research article. *J Equity Sci Sustain Dev* 7:193–213.
- Megnounif A, Terfous A, Ghenaim A, Poulet JB (2007) Key processes influencing erosion and sediment transport in a semi-arid Mediterranean area: the Upper Tafna catchment, Algeria. *Hydrol Sci Journal/Journal des Sci Hydrol* 52 :1271–1284.
- Messina CM, Arena R, Morghese M, et al (2021) Seasonal characterization of nutritional and antioxidant properties of *Opuntia ficus-indica* [(L.) Mill.] mucilage. *Food Hydrocoll* 111:106398.

Références bibliographiques

- Metcalf; Eddy Inc, Tchobanoglous G, Burton FL, et al (2013) Wastewater Engomeeromg: Treatment and Resource Recovery. McGraw Hill Education, New York, NY.
- Mishra, A; Bajpai, M. (2005). Flocculation behaviour of model textile wastewatertreated with a food grade polysaccharide. *Journal of Hazardous Materials*, 118(1-3),213–217. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2004.11.003>
- Mishra, A., Yadav, A., Agarwal, M; Rajani, S. (2004). Polyacrylonitrile-grafted Plantago psyllium mucilage for the removal of suspended and dissolved solids from tannery effluent. *Colloid; Polymer Science*, 282(3), 300–303.
- Mitrano, D. M., et al. (2021). Urban stormwater as a major source of microplastics to the aquatic environment. *Environmental Pollution*, 270, 116246.
- Mohamad NA, Hamzah S, Harun MHC, et al (2022) Copperas as iron-based coagulant forwater and wastewater treatment: A review. *Biointerface Res Appl Chem* 12:4155–4176.
- Mondragon-Jacobo C, Perez-Gonzalez S (2002) Cactus (*Opuntia* spp.) as Forage. FAOInternational Technical Cooperation Networl<
- Monrroy M, García E, Ríos K, García JR (2017) Extraction and Physicochemical Characterization of Mucilage from *Opuntia cochenillifera* (L.) Miller. *Journal of Chemistry*. 1-9.
- J ChemMoussavi, G., et al. (2013). The influence of surface chemistry and textural properties of activated carbons on the adsorption of a large antibiotic molecule. *Applied Surface Science*, 280, 529-537.
- Moreno-Vilet L, Michel-Cuello C, Mota-Santillán A, et al (2010) Obtention of a powder with high fructan content from *Agave salmiana*. In: García-Almendárez B.E RC (ed) *Innovations in Food Science and Food Biotechnology in Developing Countries*. Asociación Mexicana de Ciencia de los Alimentos, pp 291–310.
- Moussaoui T, Derdour A, Hosni A, et al (2023) Assessing the Quality of Treated Wastewaterfor Irrigation: A Case Study of Ain Sefra Wastewater Treatment Plant. *Sustain* 2023, Vol15, Page 11133 15:11133.
- Muruganandam L, Kumar MPS, Jena A, et al (2017) Treatment of waste water by coagulationand flocculation using biomaterials. *IOP Conf Ser Mater Sci Eng* 263:1–5.
- Na Y, Lee J, Lee SH, et al (2020) Removal of heavy metals by polysaccharide: a review.*Polym Technol Mater* 59:1770–1790.
- Ndabigengesere, A., Narasiah, K. S; Talbot, B. G. (1995). Active agents andamechanism of coagulation of turbid waters using *Moringa oleifera*. *Water Research*,29(2), 703–710.
- Nedjai R, Al-Mamun A, Alam MZ (2024) Effects of initial turbidity and myco-coagulant doseon the effectiveness of the coagulation process in water treatment. *Appl Chem Eng* 7:1546–1546.
- Negm A, Omran ESE, Barcelo D (2020) Update, Conclusions, and Recommendations for Water Resources in Algeria: Water Quality, Treatment, Protection, and Development. In: *Handbook of Environmental Chemistry*. Springer, Cham, pp 319–334.
- Nharingo T, Moyo M (2016) Application of *Opuntia ficus-indica* in bioremediation of wastewaters. A criticalreview. *J Environ Manage* 166:55–72.

Références bibliographiques

- Nouri, H., et al. (2022). Agricultural wastewater reuse in semi-arid and arid regions: A comprehensive review on challenges, opportunities, and future prospects. *Water Resources*.
- Osman, A. I., Blewitt, J., Abu-Dahrieh, J. K., Farrell, C., Al-Muhtaseb, A. A. H., Harrison, J; Rooney, D. W. (2019). Production and characterisation of activated carbon and carbon nanotubes from potato peel waste and their application in heavy metal removal. *Environmental science and pollution research*, 26(36), 37228-37241.
- Ofudje EA, Awotula AO, Hambate G V., et al (2017) Acid activation of groundnut husk for copper adsorption: kinetics and equilibrium studies. *Desalin Water Treat* 86:240–251.
- Oropeza-Guzmán MT, Araiza-Verduzco F, Oropeza-Guzmán MT, Araiza-Verduzco F (2023) Polysaccharide evaluation in flocculation mediated via polyelectrolyte complex. *Revcienciatecnológicas* 6: e247.
- Ortega Z, Castellano J, Suárez L, et al (2019) Characterization of *Agave americana* L. plant as a potential source of fibres for composites obtaining. *SN Appl Sci* 1:1–9.
- Otálora MC, Wilches-Torres A, Lara CR, et al (2022a) Evaluation of Turbidity and Color Removal in Water Treatment: A Comparative Study between *Opuntia ficus-indica* Fruit Peel Mucilage and FeCl₃. *Polymers (Basel)* 15:217.
- Otálora MC, Wilches-Torres A, Lara CR, et al (2022b) Use of *Opuntia ficus-indica* Fruit Peel as a Novel Source of Mucilage with Coagulant Physicochemical/Molecular Characteristics. *Polymers (Basel)* 14:3832.
- Owodunni AA, Ismail S (2021) Revolutionary technique for sustainable plant-based green coagulants in industrial wastewater treatment—A review. *J Water Process Eng* 42:102096.
- Owodunni AA, Ismail S, Kurniawan SB, et al (2023) A review on revolutionary technique for phosphate removal in wastewater using green coagulant. *J Water Process Eng* 52:103573.
- Özacar, M; Şengil, İ. A. (2003). Evaluation of tannin biopolymer as a coagulant aid for coagulation of colloidal particles. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 229(1-3), 85–96.
- Pandey, S., et al. (2022). Sustainable disposal and utilization of sludge from natural coagulants: A review on recent advancements and future perspectives. *Bioresource Technology*, 360, 127606.
- Parsa, S. N., et al. (2017). Release of ions and organic compounds from different biomass materials in aqueous solution. *Water, Air; Soil Pollution*, 228(10), 389.
- Pathak PD, Mandavgane SA, Puranik NM, et al (2018) Valorization of potato peel: a biorefinery approach. *Crit Rev Biotechnol* 38:218–230.
- Pecson BM, Darby E, Haas CN, et al (2021) Reproducibility and sensitivity of 36 methods to quantify the SARS-CoV-2 genetic signal in raw wastewater: findings from an interlaboratory methods evaluation in the U.S. *Environ Sci water Res Technol* 7:504.
- Pinho, J. L. F., et al. (2024). Tannin-based flocculants for industrial wastewater treatment: A sustainable approach. *Water Research*, 251, 121021.
- Prabhakar SA, Ojha N, Das N (2020) Application of *Aloe vera* mucilage as bioflocculant for the treatment of textile wastewater: process optimization. *Water Sci Technol* 82 :2446–2459.

Références bibliographiques

- Puziy, A. M., et al. (2002). Characterization of chemically activated carbons from ricehusk by different methods. *Carbon*, 40(9), 1493-1505.
- Qi X, Tong X, Pan W, et al (2021) Recent advances in polysaccharide-based adsorbents for wastewater treatment. *J Clean Prod* 315:128221.
- Quintero-García M, Gutiérrez-Cortez E, Bah M, et al (2021) Comparative Analysis of the Chemical Composition and Physicochemical Properties of the Mucilage Extracted from Fresh and Dehydrated *Opuntia ficus indica* Cladodes. *Foods* 2021, Vol 10, Page 2137 10:2137.
- Rahman A, Khondoker MAH (2024) Effect of Treatment Methods on Material Properties and Performance of Sawdust-Concrete and Sawdust-Polymer Composites. *Polymers (Basel)* 16:3289.
- Rahman NU, Ullah I, Alam S, et al (2021) Activated *Ailanthus altissima* Sawdust as Adsorbent for Removal of Acid Yellow 29 from Wastewater: Kinetics Approach. *Water* 2021, Vol 13, Page 2136 13 :2136.
- Rana, S., et al. (2021). Urban Stormwater Runoff: A Global Perspective on Pollutants, Sources, and Management Strategies. *Water*, 13(15), 2095.
- Ramli SF, Abdul Aziz H (2015) Use of Ferric Chloride and Chitosan as Coagulant to Remove Turbidity and Color from Landfill Leachate. *Appl Mech Mater* 773–774:1163–1167.
- Rebah F Ben, Mnif W, Siddeeg SM (2018) Microbial Flocculants as an Alternative to Synthetic Polymers for Wastewater Treatment: A Review. *Symmetry* 2018, Vol 10, Page 556 10 :556.
- Rehm, B. H. A. (Ed.). (2009). *Alginates: Biology and Applications*. Springer Berlin Heidelberg.
- Renault F, Sancey B, Badot PM, Crini G (2009) Chitosan for coagulation/flocculation processes – An eco-friendly approach. *Eur Polym J* 45 :1337–1348.
- Renault, F., Sancey, B., Charles, J., Morin-Crini, N., Badot, P.-M., Winterton, P; Crini, G. (2009). Chitosan flocculation of cardboard-mill secondary biological wastewater. *Chemical Engineering Journal*, 155(3), 775–783.
- Rizzo L, Di Gennaro A, Gallo M, Belgiorio V (2008) Coagulation/chlorination of surface water: A comparison between chitosan and metal salts. *Sep Purif Technol* 62:79–85.
- Rodrigues C, Paula CD de, Lahbouki S, et al (2023) *Opuntia* spp.: An Overview of the Bioactive Profile and Food Applications of This Versatile Crop Adapted to Arid Lands. *Foods* 12:1465.
- Rodríguez-González S, Martínez-Flores HE, Chávez-Moreno CK, et al (2014) Extraction and Characterization of Mucilage from Wild Species of *Opuntia*. *J Food Process Eng*
- Rocher, V. (2008). Synthèse et caractérisation de billes d'alginate magnétiques pour l'élimination de polluants organiques dans les effluents par séparation magnétique (Thèse de Doctorat). Université Pierre et Marie Curie-Paris VI.
- Rudaru DG, Lucaciu IE, Fulgheci AM (2022) Correlation between BOD5 and COD – biodegradability indicator of wastewater. *Rom J Ecol Environ Chem* 4:80–86.

Références bibliographiques

- Sadoun L, Benmounah A, Ait-Ramdane-Terbouche C, et al (2023) A novel spherical hybrid material based on the combination of humic acid/alginate/Algerian Zeen Oak sawdust for removing chromium (VI) from wastewater. *Mater Today Chem* 34:101819.
- Sahnoune F, Belhamel M, Zelmat M, Kerbach R (2013) Climate Change in Algeria: Vulnerability and Strategy of Mitigation and Adaptation. *Energy Procedia*.
- Salehi E, Emam-Djomeh Z, Fathi M, Askari G (2019) *Opuntia ficus-indica* Mucilage. In: Razavi SMA (ed) *Emerging Natural Hydrocolloids: Rheology and Functions*. John Wiley; Sons, Ltd, pp 425–449.
- Salehizadeh H, Yan N, Farnood R (2018) Recent advances in polysaccharide bio-based flocculants. *Biotechnol Adv* 36:92–119.
- Santacruz S (2014) Characterisation of cationic potato starch by asymmetrical flow field-flow fractionation. Influence of ionic strength and degree of substitution. *CarbohydrPolym* 106:166–171.
- Santana-Jiménez AZ, Quintero-Ramos A, Sánchez-Madrigal MA, et al (2020) Effects of UV-C Irradiation and Thermal Processing on the Microbial and Physicochemical Properties of Agave tequilana Weber var. azul Extracts at Various pH Values. *Process* 2020, Vol 8, Page 841 8:841.
- Sarparastzaeh H, Saeedi M., Naeimpoor F, Aminzadeh B (2018) Pre-treatment of the municipal wastewater with chemical coagulants. *Pollut Res* 37(May Suppl Issue 2018) Authors 37:32–38
- Saxena K, Brighu U (2020) Comparison of floc properties of coagulation systems: Effect of particle concentration, scale and mode of flocculation. *J Environ Chem Eng* 8:104311.
- Sciban M, Klasnja M, Skrbic B (2006) Modified hardwood sawdust as adsorbent of heavy metal ions from water. *Wood Sci Technol* 40:217–227.
- Sharma P, Kaur H, Sharma M, Sahore V (2011) A review on applicability of naturally available adsorbents for the removal of hazardous dyes from aqueous waste. *Environ Monit Assess* 183:151–195.
- Sharma SK, Mudhoo A (2010) *Green Chemistry for Environmental Sustainability*. CRC Press ; Taylor; Francis Group.
- Sharma, S., et al. (2024). Modified natural coagulants for enhanced wastewater treatment: A review on preparation, characterization and performance. *Separation and Purification Technology*, 330, 125603.
- Shende AP, Chidambaram R (2023) Cocoyam powder extracted from *Colocasia anti quorum* as a novel plant-based bioflocculant for industrial wastewater treatment: Flocculation performance and mechanism. *Heliyon* 9:12.
- Shukla A, Zhang YH, Dubey P, et al (2002) The role of sawdust in the removal of unwanted materials from water. *J Hazard Mater* 95:137–152.
- Siad O, Deghnouche K, Andrighetto I, et al (2022) Traits of intensive livestock systems in Algerian steppe territories. *Ital J Anim Sci* 21 :41–50.

Références bibliographiques

- Siangsanun, V. (2010). Procédé hybride : hydrocyclone, coagulation, floculation et flottation pour le traitement de l'eau (Thèse de Doctorat). Université de Chulalongkorn - Bangkok Thaïlande, INSA de Toulouse.
- Silverstein RM, Webster FX, Kiemle DJ, Bryce DL (1991) Spectrometric Identification of Organic Compounds. John Wiley; Sons, Inc.
- Simpson MG (2019) Plant Collecting and Documentation. In: Simpson MG (ed) Plant Systematics. Academic Press, pp 647–655
- Sinha, A., et al. (2021). Variability issues in plant-based coagulants and their implications on water treatment efficiency: A critical review. *Chemosphere*, 270, 129337.
- Singh B, Kumar P (2020) Pre-treatment of petroleum refinery wastewater by coagulation and flocculation using mixed coagulant: Optimization of process parameters using response surface methodology (RSM). *J Water Process Eng* 36:101317.
- Smith BC (2011) Fundamentals of Fourier Transform Infrared Spectroscopy. CRC Press
- Smoczyński L, Muńska KT, Kosobucka M, et al (2014) Destabilization of model wastewater in the chemical coagulation process. *EcolChem Eng S* 21:269–279.
- Slasli, M. A. (2002). Modélisation de l'adsorption par les charbons microporeux : Approches théorique et expérimentale (Thèse de Doctorat). Université de Neuchâtel.
- Soares HSA, Soares HSA, Pinto FR, et al (2019) PH Analysis of a Wastewater Treatment Plants (WWTP) in a Paper Recycling Industry. *Int J Innov Educ Res* 7:1062–1069.
- Socrates G (2004) Infrared and Raman Characteristic Group Frequencies: Tables and Charts. J. Wiley and Sons: Chichester
- Song Y, Dong B, Gao N, Deng Y (2015) Comparative Evaluation of Aluminum Sulfate and Ferric Sulfate-Induced Coagulations as Pretreatment of Microfiltration for Treatment of Surface Water. *Int J Environ Res Public Heal* 2015, Vol 12, Pages 6700-6709:6700–6709.
- Suopajarvi, T., Koivuranta, E., Liimatainen, H ; Niinimäki, J. (2014). Flocculation of municipal wastewaters with anionic nanocelluloses: Influence of nanocellulose characteristics on floc morphology and strength. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2(4), 2005–2012.
- Srivastava, V. C., et al. (2018). Biosorbents for the treatment of metal-contaminated effluents: a review of the properties, mechanisms, and performance. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 48(11-12), 1147-1185.
- Stuart BH (2005) Infrared Spectroscopy: Fundamentals and Applications. John Wiley; Sons, Ltd.
- Sun, Y., Yue, Q., et al. (2012). Comparative study on characterization and adsorption properties of activated carbons with activation employing *Cyperus alternifolius* as precursor. *Chemical Engineering Journal*, 181-182, 790-797.
- Tahraoui H, Toumi S, Boudoukhani M, et al (2024) Evaluating the Effectiveness of Coagulation–Flocculation Treatment Using Aluminum Sulfate on a Polluted Surface Water Source: A Year-Long Study. *Water (Switzerland)* 16:400.

Références bibliographiques

- Tan, Y., et al. (2017). Effects of activation method on the surface chemistry and adsorption behavior of activated carbon. *Chemical Engineering Journal*, 322, 11-20.
- Tchobanoglous G, Burton FL, Stensel D (2002) *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. McGraw-Hill Science/Engineering/Math
- 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.
- Temagoult A, Zitouni B, Noui Y (2017) Algerian Prickly Pear (*Opuntia ficus-indica* L.) Physicochemical Characteristics. In: International Conference on Green Energy and Environmental Engineering (GEEE-2017). pp 14–17
- Touitou M, Al-Amin AQ (2018) Climate change and water resources in Algeria: vulnerability, impact and adaptation strategy. *Econ Environ Stud* 18:411–429.
- Trindade S, Rouxinol MI, Nabais J, Agulheiro-Santos AC (2021) Evaluation of the Potential of *Opuntia Ficus-Indica* Cladodes as a Natural Flocculant for Wastewater Treatment through Simple Procedures. *J Ecol Eng* 22:249–257.
- Ulaganathan V, Del Castillo L, Webber JL, et al (2019) The influence of pH on the interfacial behaviour of Quillaja bark saponin at the air-solution interface. *Colloids Surfaces B Biointerfaces* 176:412–419.
- Umar M, Roddick F, Fan L (2016) Comparison of coagulation efficiency of aluminium and ferric-based coagulants as pre-treatment for UVC/H₂O₂ treatment of wastewater RO concentrate. *Chem Eng J* 284:841–849.
- UNICEF. (2021). *Drinking Water, Sanitation and Hygiene in Schools: Global Status Report*.
- UN-Water. (2023). *The United Nations World Water Development Report 2023: Partnerships and Cooperation for Water*
- Van Rooyen B, De Wit M, Osthoff G, Van Niekerk J (2024) Cactus Pear Mucilage (*Opuntia* spp.) as a Novel Functional Biopolymer: Mucilage Extraction, Rheology and Biofilm Development. *Polym* 2024, Vol 16, Page 1993 16 :1993.
- Vazquez-Zapien GJ, Mata-Miranda MM, Sanchez-Monroy V, et al (2016) FTIR Spectroscopic and Molecular Analysis during Differentiation of Pluripotent Stem Cells to Pancreatic Cells. *Stem Cells Int* 2016:6709714.
- Velazquez-Jimenez LH, Pavlick A, Rangel-Mendez JR (2013) Chemical characterization of raw and treated agave bagasse and its potential as adsorbent of metal cations from water. *Ind Crops Prod* 43:200–206.
- Velázquez-Martínez JR, González-Cervantes RM, Hernández-Gallegos MA, et al (2014) Prebiotic potential of *Agave angustifolia* Haw fructans with different degrees of polymerization. *Molecules* 19:12660–12675.
- Verma S, Kanwar VS, John S (2022) *Environmental Engineering: Fundamentals and Applications*.
- Vunain, E., Kenneth, D; Biswick, T. (2017). Synthesis and characterization of low-cost activated carbon prepared from Malawian baobab fruit shells by activation for removal of ions: equilibrium and kinetics studies. *Applied Water Science*, 7(8), 4301–4319.

Références bibliographiques

- Wang, J.-P., Chen, Y.-Z., Wang, Y., Yuan, S.-J; Yu, H.-Q. (2011). Optimization of the coagulation–flocculation process for pulp mill wastewater treatment using a combination of uniform design and response surface methodology. *Water Research*, 45(18), 5633–5640.
- Watson SE, Taylor CH, Bell V, et al (2024) Impact of copper sulphate treatment on cyanobacterial blooms and subsequent water quality risks. *J Environ Manage* 366 :121828.
- Wigmans, T. (1989). Industrial aspects of production and use of activated carbons. *Carbon*, 27(1), 13-22.
- Wijesinghe, D. L. K. M., et al. (2024). *Moringa oleifera* as a green coagulant for water and wastewater treatment: A review on recent advances and future prospects. *Environmental Research*, 242, 117765.
- World Health Organization (WHO). (2023). Drinking-water. Fiche d'information.
- Wu, C., Wang, Y., Gao, B., Zhao, Y ; Yue, Q. (2012). Coagulation performance and floc characteristics of aluminum sulfate using sodium alginate as coagulant aid for synthetic dying wastewater treatment. *Separation and Purification Technology*, 95, 180–187.
- Wu H, Yang T, Huang B, et al (2024) The operating temperature affects the efficiency and pathogenic risk of wastewater treatment enhanced by slurry. *Process Saf Environ Prot* 188:1306–1317.
- Xu GY, Liao AM, Huang JH, et al (2019) Evaluation of structural, functional, and antioxidant potential of differentially extracted polysaccharides from potatoes peels. *Int J Biol Macromol*
- Yakout, S; El-Deen, G. S. (2016). Characterization of activated carbon prepared by phosphoric acid activation of olive stones. *Arabian journal of chemistry*, 9, S1155- S1162.
- Youcefi A, Khiri M, Sahnoun A, Marouf A (2024) the Contribution of Purified Wastewater in the Valorization of Degraded Steppe Rangelands Case Study of the Mécheria Region (Western Algeria). *Nat Resour Sustain Dev* 14:129–140.
- Ysbaa S, Safi B, Sid ANEH, et al (2024) Assessing the Utilization of Sawdust in Water-Based Drilling Fluid for Managing Fluid Loss and Enhancing Viscosity. *J Macromol Sci Part B* 63:1423–1441.
- Yuan, S., et al. (2021). Industrial wastewater treatment by novel technologies: A comprehensive review. *Journal of Cleaner Production*, 290, 125139.
- Zahrim AY, Dexter ZD, Joseph CG, Hilal N (2017) Effective coagulation-flocculation treatment of highly polluted palm oil mill biogas plant wastewater using dual coagulants: Decolourisation, kinetics and phytotoxicity studies. *J Water Process Eng* 16:258–269.
- Zeng, Y., et al. (2021). Recent progress in application of iron-based coagulants and flocculants for wastewater treatment. *Journal of Environmental Management*, 280, 111867.
- Zhao S, Gao B, Yue Q, et al (2014) Study of Enteromorpha polysaccharides as a new-style coagulant aid in dye wastewater treatment. *Carbohydr Polym* 103 :179–186.
- Zhang J, Li P, Yu Y, et al (2023) A Review of Natural Polysaccharides-Based Flocculants Derived from Waste: Application Efficiency, Function Mechanism, and Development Prospects. *Ind Eng Chem Res* 62:15774–15789.

Références bibliographiques

Zhang, Y., et al. (2023). Urban storm water management from a green-gray infrastructure perspective: A review. *Journal of Hydrology*, 618, 129007.

Zhbankov, R., Firsov, S., Buslov, D., Nikonenko, N., Marchewka, M; Ratajczak, H. (2002). Structural physico-chemistry of cellulose macromolecules. Vibrational spectra and structure of cellulose. *Journal of Molecular Structure*, 614(1-3), 117–125.

Zhu, J., et al. (2023). Comparative Life Cycle Assessment of Chemical Coagulation and Bio-Coagulation: Cost-Effectiveness and Environmental Impacts. *Environmental Science; Technology*, 57(1), 384-394.

Zhu Z, Xiong X, Liang C, Zhao M (2018) On the flocculation and settling characteristics of low- and high-concentration sediment suspensions: effects of particle concentration and salinity conditions. *Environ Sci Pollut Res* 25 :14226–14243.