الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية

وزارة التعليم العالي و البحث العلمي

République Algérienne Démocratique et Populaire

Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

Université de Ahmed Zabana de « Relizane »

Faculté : Sciences de la Nature et de la Vie

Département d'Écologie et Environnement

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

En ÉCOLOGIE

Étude de l'adsorption des ions Cu^{+2}, Pb^{+2} sur la biomasse fongique Pleurotus ostreatus (cas des effluents industriels Tayal) wilaya de Relizane.

Présenté par : Chelouah Turkia Ritadj

Devant les membres de jury :

Président : Dr. BACHIR BOUIDJRA Mohamed El Amine	Maitre de conférences (A)
Encadrant : Dr. BENCHIHA Walid	Maitre de conférences (A)
Examinateur : Dr. BENTAALLAH Mohamed El Amine	Maitre de conférences (A)

Année universitaire : 2025 / 2026

Dédicace

Je dédie ce modeste travail,

À mes très chers parents, pour leur amour infini, leurs sacrifices et leur confiance qui m'ont accompagnée tout au long de mon parcours. Aucun mot ne saurait exprimer ma profonde gratitude et mon immense reconnaissance envers eux.

À mes chers frères Ibrahim et Ismail, avec toute mon affection et ma reconnaissance. Que ce travail soit le témoignage de l'estime et de l'amour que je leur porte.

À mes chères sœurs, ma jumelle Khadidja Rihab, Aya, Fatima et Rabab, qui ont illuminé mon quotidien par leur affection, leur bienveillance et leur présence. Je leur souhaite une vie remplie de bonheur, de réussite et de sérénité.

À mes chères copines, pour les moments de partage, les souvenirs inoubliables et les instants de complicité qui ont rendu cette aventure universitaire plus belle.

Enfin, à toutes les personnes qui ont contribué, de près ou de loin, à la réalisation de ce mémoire.

Je dédie ce travail avec tout mon amour, mon respect et ma gratitude.

Remerciement

Avant tout, je remercie Allah le Tout-Puissant de m'avoir accordé la santé, la patience, le courage et la volonté nécessaires pour mener à bien ce travail et atteindre cette étape importante de mon parcours universitaire.

J'adresse mes plus sincères remerciements à mon encadrant, Dr Benchiha, pour son accompagnement, ses précieux conseils, sa disponibilité et son soutien tout au long de la réalisation de ce mémoire. Ses orientations et ses remarques constructives ont grandement contribué à l'aboutissement de ce travail.

Je tiens aussi à exprimer ma profonde gratitude à l'ensemble de mes enseignants qui ont assuré ma formation durant mon cursus universitaire et qui m'ont transmis leurs connaissances avec dévouement et professionnalisme.

Je remercie chaleureusement les ingénieurs et le personnel du laboratoire pour leur accueil, leur disponibilité et leur assistance technique qui ont facilité la réalisation de la partie expérimentale de ce travail.

J'adresse également mes remerciements à mes amis et à toutes les personnes qui m'ont apporté leur aide, leur soutien moral et leurs encouragements tout au long de cette aventure.

Enfin, je remercie tous ceux qui ont contribué, de près ou de loin, à la réalisation de ce mémoire.

À toutes ces personnes, j'exprime ma profonde reconnaissance et mon immense gratitude.

Résumé

La pollution des eaux par les métaux lourds représente un problème environnemental important en raison de leur toxicité et de leur persistance dans l'environnement. Cette étude a pour objectif d'évaluer la capacité de biosorption de la biomasse fongique de *Pleurotus ostreatus* pour l'élimination des ions plomb (Pb^{2+}) et cuivre (Cu^{2+}) présents dans les effluents industriels de l'entreprise Tayal (Relizane).

Les essais de biosorption ont été réalisés en mode discontinu et l'évolution des concentrations métalliques a été suivie au cours du temps. Les données expérimentales ont été analysées à l'aide des modèles cinétiques de pseudo-premier ordre (PFO), pseudo-second ordre (PSO) et du modèle de diffusion intraparticulaire de Weber et Morris, selon des approches linéaires et non linéaires.

Les résultats obtenus montrent une élimination efficace des ions Pb^{2+} et Cu^{2+} par la biomasse fongique. Le modèle de pseudo-second ordre a fourni le meilleur ajustement des données expérimentales, indiquant que la biosorption est principalement contrôlée par des interactions chimiques entre les ions métalliques et les groupements fonctionnels de la biomasse. Le modèle de Weber et Morris a révélé que la diffusion intraparticulaire n'est pas l'unique étape limitante du processus.

Cette étude confirme que *Pleurotus ostreatus* constitue un biosorbant prometteur, économique et écologique pour le traitement des effluents industriels contaminés par les métaux lourds.

Mots-clés : Biosorption, *Pleurotus ostreatus*, Plomb, Cuivre, Métaux lourds, Cinétique d'adsorption, Effluents industriels.

Abstract

Water pollution caused by heavy metals is a significant environmental problem due to their toxicity and persistence in the environment. The objective of this study is to evaluate the biosorption capacity of *Pleurotus ostreatus* fungal biomass for the removal of lead (Pb^{2+}) and copper (Cu^{2+}) ions present in industrial effluents from the Tayal company (Relizane).

The biosorption tests were conducted in batch mode, and changes in metal concentrations were monitored over time. The experimental data were analyzed using pseudo-first-order (PFO), pseudo-second-order (PSO), and Weber-Morris intraparticle diffusion models, employing both linear and nonlinear approaches.

The results obtained demonstrate effective removal of Pb^{2+} and Cu^{2+} ions by the fungal biomass. The pseudo-second-order model provided the best fit to the experimental data, indicating that biosorption is primarily controlled by chemical interactions between the metal ions and the functional groups of the biomass. The Weber-Morris model revealed that intraparticle diffusion is not the sole rate-limiting step in the process.

This study confirms that *Pleurotus ostreatus* is a promising, economical, and environmentally friendly biosorbent for the treatment of industrial effluents contaminated with heavy metals.

Keywords: Biosorption, *Pleurotus ostreatus*, Lead, Copper, Heavy metals, Adsorption kinetics, Industrial effluents.

ملخص

يمثل تلوث المياه بالمعادن الثقيلة مشكلة بيئية كبيرة بسبب سميتها واستمرار وجودها في البيئة. تهدف هذه الدراسة إلى تقييم قدرة الامتصاص الحيوي للكتلة الحيوية الفطرية من نوع *Pleurotus ostreatus* على إزالة أيونات الرصاص (Pb^{2+}) والنحاس (Cu^{2+}) الموجودة في النفايات الصناعية لشركة Tayal ريليزان(

أجريت تجارب الامتصاص الحيوي في وضع متقطع وتمت متابعة تطور تركيزات المعادن بمرور الوقت. تم تحليل البيانات التجريبية باستخدام نماذج حركية من الدرجة الأولى الزائفة (PFO) والدرجة الثانية الزائفة (PSO) ونموذج الانتشار داخل الجسيمات لويبر وموريس، وفقًا لمناهج خطية وغير خطية.

تُظهر النتائج التي تم الحصول عليها إزالة فعالة لأيونات Pb^{2+} و Cu^{2+} بواسطة الكتلة الحيوية الفطرية. قدم نموذج الدرجة الثانية الزائفة أفضل ملاءمة للبيانات التجريبية، مما يشير إلى أن الامتصاص الحيوي يتم التحكم فيه بشكل أساسي من خلال التفاعلات الكيميائية بين أيونات المعادن والمجموعات الوظيفية للكتلة الحيوية. وكشف نموذج ويبر وموريس أن الانتشار داخل الجسيمات ليس الخطوة المحددة الوحيدة للعملية.

وتؤكد هذه الدراسة أن *Pleurotus ostreatus* يمثل مادة امتصاص بيولوجي واعدة واقتصادية وصديقة للبيئة لمعالجة النفايات الصناعية الملوثة بالمعادن الثقيلة.

الكلمات المفتاحية: الامتصاص الحيوي، *Pleurotus ostreatus*، الرصاص، النحاس، المعادن الثقيلة، حركية الامتصاص، النفايات الصناعية.

Liste des abréviations

- **% :** pourcentage
- **°C** : dégrée Celsius
- **Cm** : centimètre
- **µm** : micromètre
- **g :** gramme
- **Kg :** kilogramme
- **ml :** millilitre
- **Min :** minute
- **-COOH :** groupe hydroxyle(alcool)
- **-OH :** groupe carboxyle
- **$-NH_2$:** groupe amine
- **H :** ion d'hydrogène
- **HNO_3 :** acide nitrique
- **H_2O_2 :** peroxyde d'hydrogène
- **H_2O :** oxyde de dihydrogène (eau)
- **CO :** monoxyde de carbone
- **CO_2 :** dioxyde de carbone
- **O :** oxygène
- **NO_3 :** nitrate
- **NOx :** oxyde d'azote
- **NO :** monoxyde d'azote
- Cl^- : ion chlorure
- **COV :** composés organiques volatils
- **HAP :** hydrocarbures aromatiques polycycliques
- **pH :** potentiel d'hydrogène
- **POP :** polluants organiques persistants
- **PFAS :** substances per- et polyfluoroalkylées
- **PPCP :** produits pharmaceutique et produits de soins personnels (pharmaceuticals and personal care products)
- **HNC :** cyanure d'hydrogène
- **NaCN :** cyanure de sodium
- **KCN :** cyanure de potassium
- **Pb :** plomb
- **Hg :** mercure
- **Mn :** manganèse
- **Cd :** cadmium
- **Zn :** zinc
- **As :** arsenic

- **Sn :** étain
- **PCB :** polychlorobiphényles
- **P450 :** cytochrome P450 (enzyme)
- **DDT :** dichlorodiphényltrichloroéthane (pesticide)
- **TCE :** trichloréthylène
- **SAA :** spectrométrie d'absorption atomique
- **rpm :** rotation par minute
- **PSO :** Pseudo-Second Order (Modèle de pseudo-second ordre)
- **PFO :** Pseudo-First Order (Modèle de pseudo-premier ordre)
- **qt :** Quantité adsorbée au temps *t* (mg/g)
- **qe :** Capacité d'adsorption à l'équilibre (mg/g)
- **qe,exp :** Capacité d'adsorption expérimentale à l'équilibre
- **qe,cal :** Capacité d'adsorption calculée à l'équilibre
- **k_1 :** Constante de vitesse du modèle PFO
- **k_2 :** Constante de vitesse du modèle PSO
- **k id :** Constante de diffusion intraparticulaire
- **C :** Constante liée à l'épaisseur de la couche limite
- **R^2 :** Coefficient de détermination
- **R^2 ajusté :** Coefficient de détermination ajusté
- **r :** Coefficient de corrélation de Pearson
- **mg/L :** Milligramme par litre
- **mg/g :** Milligramme par gramme
- **Adj. R^2 :** Adjusted R-squared (coefficient de détermination ajusté)
- **WM :** Weber et Morris (si tu utilises cette abréviation dans les tableaux)

Liste des tableaux

Tableau 1 : Études de cas sur l'ampleur et les résultats des projets de mycoremédiation 7
Tableau 2: Principales sources anthropiques de xénobiotiques.....11
Tableau 3 : Classification de champignons Pleurotus ostreatus (Deepalakshmi etSankaran, 2014) 22

Liste des figures

Figure 1 Mécanismes de mycorémédiation pour l'élimination des polluants inorganiques et organiques (Adapté de Shourie et Vijayalakshmi [41]) 7
Figure 2 Tableau périodique des éléments chimiques, mettant en évidence les éléments considérés comme des métaux lourds (Pourret et Hursthouse, 2019) 13
Figure 3 Espèces fongiques utilisées dans la bioremédiation pour ce contaminant spécifique (Ntalane S.,2026) 19
Figure 4 Pleurotus ostreatus (crédit photo : Anitapol, Adobe Stock) 21
Figure 5: stérilisation de paille 22
Figure 6: Remplissages des sacs et incubation 23
Figure 7 : Fin de phase d'incubation 24
Figure 8: Apparition des champignons (après 5 jours d'arrosage) 24
Figure 9: (A) Champignon après 10 jours d'arrosage, (B) champignon après 15 jours d'arrosage 25
Figure 10: La peser et le rinçage de champignon 26
Figure 11: Séchage des carpophores 26
Figure 12: Broyage et tamisage jusqu'à obtenir une poudre fine 27
Figure 13 : Ajustement de pH avec de HNO_3 à 1 %. 28
Figure 14 : Spectromètre à absorption atomique (SAA) Shimadzu AA-7000. 29
Figure 15: Eau contaminée diluée ×100 fois 29
Figure 16 Centrifugation de l'échantillon 30
Figure 17: Contact biosorbant – solution 31
Figure 18 : Evolution du taux d'élimination du plomb en fonction du temps de contact 34
Figure 19 : Cinétique de biosorption du Plomb (Pb) par la biomasse de Pleurotus ostreatus selon le modèle de pseudo-premier ordre linéaire (PFO). 37
Figure 20 : Cinétique de biosorption du Plomb (Pb) par la biomasse de Pleurotus ostreatus selon le modèle de pseudo-premier ordre non- linéaire (PFO). 39
Figure 21 : Cinétique de biosorption du Plomb (Pb) par Pleurotus ostreatus selon le modèle de pseudo-second ordre non- linéaire (PSO). 40
Figure 22 : Cinétique de biosorption du Plomb (Pb) par Pleurotus ostreatus selon le modèle de pseudo-second ordre linéaire (PSO). 41
Figure 23 : Cinétique de biosorption du Plomb (Pb) par Pleurotus ostreatus selon le modèle de diffusion intraparticulaire de Weber et Morris linéaire. 43
Figure 24 : Cinétique de biosorption du Plomb (Pb) par Pleurotus ostreatus selon le modèle de diffusion intraparticulaire de Weber et Morris non- linéaire. 44
Figure 25 : : Evolution du taux d'élimination du cuivre en fonction du temps de contact 46
Figure 26 : Cinétique pseudo-premier ordre linéaire (PFO) pour l'adsorption du Cu^{2+} 47

Figure 27 : Cénitique du modèle pseudo-premier ordre non linéaire (PFO) pour l'adsorption du Cu^{2+} 48
Figure 28 : cinétique du modèle pseudo-premier ordre linéaire (PFO) pour l'adsorption du Cu^{2+} 50
Figure 29 : Analyse du modèle pseudo-second ordre non linéaire (PSO) pour l'adsorption du Cu^{2+} 52
Figure 30 : Analyse du modèle de diffusion intraparticulaire linéaire (Weber-Morris) 54
Figure 31 : Analyse du modèle de diffusion intraparticulaire non linéaire (Weber-Morris) 55

Table des matières

INTRODUCTION 1

CHAPITRE 1 : LA BIOREMEDIATION 3

1. DEFINITION DE LA BIOREMEDIATION 3

1.1. Les types de bioremediation (selon l'emplacement) 3
1.1.1. Bioremédiation in situ 3
1.1.2 Bioremédiation ex situ 3

1.2. Les types de bioremediation (selon l'agent) 4
1.2.1 La phytoremédiation 4
1.2.1.1. Diverses techniques de phytoremediation 4
1.2.2. La bioremédiation par biofilm 5
1.2.3. La bioremédiation microbienne 5
1.2.4. Mycoremédiation 6

CHAPITRE 2 : LES ÉLÉMENTS XÉNOBIOTIQUES 9

2. Définition des éléments xénobiotiques 9

2.1. Caractéristiques principales des xénobiotiques 9

2.2 Sources et voies de propagation des rejets de xénobiotiques 9
2.2.1 Principales sources anthropiques 9
2.2.1.1 Les secteurs industriels 10
2.2.1.3 Les plantations et les terres cultivées 10
2.2.1.4 Les décharges de déchets solides municipaux 10
2.2.1.5 Les stations d'épuration des eaux usées 10

2.3. Classification des contaminants xénobiotiques 11
2.3.1. Xénobiotiques organiques 11
2.3.2. Xénobiotiques inorganiques 12
2.3.2.1. Les cyanures 12
1.3.2.2 L'amiante 12
2.3.2.3. Les métaux lourds 12

2.4. La mycoremédiation des métaux lourds 15
2.4.1 Mécanisme de mycoremédiation 15
2.4.1.1 Biodégradation 15
2.4.1.2. Biosorption 16
2.4.1.3. Bioconversion 17
2.4.2. Les facteurs influençant le mycoremédiation des métaux lourds : 17
2.4.2.1. Le pH 17
2.4.2.2. Température 17

2.4.2.3. Dosage 17
2.4.2.4 . Temps de contact 18
2.4.2.5. Concentration initiale 18
2.4.2.6. Immobilisation 18
2.4.3. Les champignons responsables de la mycoremédiation 18
2.4.3.1. Les champignons lignivores 19
2.4.3.2. Basidiomycètes (Basidiomycota) 20
2.4.3.3. Ascomycètes (Ascomycota) 20

CHAPITRE 03 : MATÉRIELS ET MÉTHODE 21

3. Le choix de champignon 21

3.1. Le champignon utilisé (*Pleurotus ostreatus*) 21
3.2. Description morphologique 21
3.3. Classification de *Pleurotus ostreatus* 22

3.4. Culture de *Pleurotus ostreatus* 22
3.4.1. La stérilisation : 22
3.4.2. L'incubation : 23
3.4.3. La fructification 24

3.5. Préparation de biosorbant 26

3.6. Préparation de la solution 28

3.7. L'analyse de témoin 28

3.8. La mise en contact de la solution avec le biosorbant 29
3.8.1. La centrifugation 29
3.8.2. Le contact solution- biosorbant 30

3.9. Etude cinétique de biosorption du plomb 32

- CONDITIONS EXPERIMENTALES 32

3.10. Etude cinétique de biosorption du cuivre 33

- CONDITIONS EXPERIMENTALES 33

CHAPITRE 04 : RÉSULTATS ET DISCUSSION 34
3.10.1. Modélisation cinétique de biosorption 35

4.2. Analyse globale des résultats 56

CONCULSION 57

REFERENCES 66



INTRODUCTION



INTRODUCTION

L'eau est essentielle à la vie de presque tous les organismes connus ou inconnus qui vivent sur Terre. C'est un composé chimique inestimable qui joue un rôle crucial dans la régulation de nombreux phénomènes ; sans eau, la vie sur Terre n'aurait pas été possible.

Comme nous le savons, le cycle de l'eau régule le climat mondial et les conditions météorologiques locales. Il joue un rôle fondamental dans le maintien de l'équilibre thermique de la Terre. L'eau est à la base de nombreux écosystèmes et habitats pour divers organismes vivants. Les écosystèmes aquatiques sur Terre vont des océans aux étangs, des rivières aux lacs, et des eaux souterraines aux eaux interstitielles de la pédosphère (Sourav .,2023)

La pollution de l'eau désigne la contamination des masses d'eau telles que les rivières, les lacs, les océans et les nappes phréatiques par des substances nocives qui dégradent la qualité de l'eau et perturbent les écosystèmes. Ces contaminants comprennent les produits chimiques, les plastiques, les métaux lourds, les agents pathogènes et les déchets organiques, qui proviennent souvent des rejets industriels, du ruissellement agricole, des eaux usées urbaines et d'une élimination inadéquate des déchets. La pollution de l'eau affecte non seulement les écosystèmes aquatiques, mais présente également des risques importants pour la santé humaine (Abijah.,2025).

Ce phénomène devient l'un des défis environnementaux les plus critiques du XXIe siècle, menaçant les écosystèmes, la santé humaine et la stabilité économique .L'expansion industrielle favorise la croissance économique, mais elle est également devenue l'une des principales causes de contamination de l'eau, en particulier dans les pays en développement, où l'insuffisance des infrastructures de traitement des eaux usées aggrave ce problème .Parmi les différentes industries, le secteur textile se distingue comme un pollueur important, représentant environ 20 % de la pollution mondiale de l'eau (Periyasamy, 2024) et aussi l'exploitation minière ces deux sont les causes majeurs de la pollution des eaux (Tamilselvi, 2025)

L'utilisation inconsidérée de produits chimiques a entraîné une grave contamination de certains compartiments environnementaux par les métaux lourds. Les métaux lourds ne sont pas biodégradables et ont tendance à s'accumuler dans la chaîne alimentaire (Singh et *al*. 2008). Ils constituent un risque pour la santé humaine lorsqu'ils sont transférés via la chaîne alimentaire et peuvent entraîner des effets toxiques chez les organismes, même à l'état de traces. Ces métaux peuvent entraver divers processus cellulaires. Leurs effets dépendent généralement de la concentration et varient également en fonction de la toxicité individuelle. Il est donc crucial de les éliminer avant le rejet final des effluents dans l'environnement (Kapah, 2017).

Les méthodes conventionnelles telles que la précipitation chimique, l'adsorption, l'échange d'ions, l'osmose inverse et l'électrodialyse, utilisées pour éliminer la charge en métaux lourds de l'environnement, présentent leurs propres inconvénients. Ces méthodes comportent des limites telles qu'une précipitation lente des métaux et une élimination incomplète, la production de boues contaminées nécessitant une élimination prudente), le coût élevé des procédés les besoins importants en énergie et en réactifs, ainsi que le colmatage des membranes (Kapah, 2017).

Dans ce cas-là il est important de trouver une méthode de traitement économiquement viable et efficace ; La bioremédiation est un moyen d'éliminer les métaux lourds à l'aide de la biomasse (ou de micro-organismes) par des processus de biodégradation, de bio- sorption, de bioaccumulation et de bioconversion, qui fonctionnent de différentes manières.

Parmi les biomatériaux utilisés dans a bioremédiation c'est les champignons en raison de sa richesse de leurs paroi cellulaire en glucanes, chitine et la capacité de dégradation grâce aux laccases et peroxydases.

Le champignon utilisé dans cette étude c'est le *Pleurotus ostreatus* pleurote en huitre il est intéressant a cause de sa disponibilité et facile de le cultiver et le fort taux de bio- sorption.

Dans cette étude une biomasse morte de pleurote a été utilisée en poudre pour tester la bio-sorption des métaux lourds dans une industrielle.

L'analyse des concentrations a été faite avec le spectromètre a absorption atomique (SAA) avant et après le contact avec la biomasse fongique.

L'objectif de ce travail c'est d'évaluer la capacité de bio- sorption de *Pleurotus ostreatus* des fortes concentrations des métaux en fonction de temps, afin de dépolluer les eaux industrielles contaminée.



SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE





CHAPITRE 01



CHAPITRE 1 : LA BIOREMEDIATION

1. Définition de la bioremédiation

La bioremédiation et les principes de l'économie circulaire constituent un nouveau paradigme qui transforme les charges environnementales en perspectives économiques (Kehinde et *al*.,2026)

La bioremédiation est le processus technologique qui consiste à exploiter les systèmes biologiques pour assainir les polluants environnementaux. La bioremédiation permet de traiter les contaminants sur place en perturbant relativement peu la matrice contaminée. De plus, les micro-organismes offrent la possibilité de minéraliser complètement les polluants organiques en matières inorganiques (par exemple CO, H, O, C1-, NO), ce qui fait de la bioremédiation une stratégie de traitement intéressante. En revanche, l'élimination des matériaux contaminés dans des décharges ou l'extraction des contaminants à l'aide de procédés physiques tels que le lavage des sols ne détruit pas les contaminants présents, mais concentrent simplement les matériaux contaminés à un autre endroit. (Ian Head et *al.,*1998)

1.1. Les types de bioremediation (selon l'emplacement)

Le processus de bioremédiation est globalement classé en deux catégories : la remédiation ex situ et la bioremédiation in situ, en fonction de l'origine, du transport et de l'élimination des polluants des sites contaminés.

1.1.1. Bioremédiation in situ

La bioremédiation in situ est considérée comme l'option la plus appropriée, car elle implique le traitement des polluants sur les sites contaminés réels, sans excavation ni perturbation (Kumar et *al.,* 2018).

Bien que la méthode in situ soit économiquement viable, elle est moins contrôlable et moins efficace que les méthodes de bioremédiation ex situ.

Cette méthode est utilisée pour le traitement efficace des sites contaminés par des colorants, des solvants chlorés, des métaux lourds et des hydrocarbures (Kim et *al.,* 2014).

1.1.2 Bioremédiation ex situ

La méthode de bioremédiation ex situ consiste à extraire et à transporter les polluants du site pollué vers un autre site, puis à les éliminer à l'aide de plusieurs techniques de bioremédiation. Les techniques de bioremédiation ex situ sont classées en différentes catégories, telles que le landfarming, le compostage, le biopiling, les bioréacteurs et les biofiltres, en fonction des types de polluants, de la profondeur et du degré de pollution, du coût du traitement et des caractéristiques géographiques et géologiques du site pollué (Tyagiet *al .,*2021)

1.2.Les types de bioremediation (selon l'agent)

1.2.1 La phytoremédiation

La phytoremédiation est une technologie innovante et respectueuse de l'environnement qui repose sur la capacité des plantes à éliminer les polluants présents dans l'environnement, notamment dans le sol, l'eau et l'air (Nahid et *al*.,2026).

La phytoremédiation c'est l'utilisation des plantes et des microorganismes qui leurs sont associés pour nettoyer l'environnement. C'est donc un ensemble de techniques in situ misant sur les plantes pour extraire, dégrader ou immobiliser les contaminants **Diverses techniques de phytoremediation**

La phyto-extraction

Dans la phyto-extraction, aussi appelée phyto-accumulation, les plantes retirent du sol les contaminants, comme les éléments traces métalliques et métalloïdes biodisponibles, ainsi que certains types de contaminants organiques et les accumulent dans leurs parties aériennes que l'on peut par la suite récolter. C'est la méthode de phytoremédiation la plus utilisée.

Ces technologies peuvent prendre plusieurs années avant que des niveaux satisfaisants de décontamination soient atteints dans le sol .Ce délai n'est pas une contrainte importante pour les sites contaminés laissés en friche pendant des dizaines d'années en attente de décontamination- Les cendres, appelées bio-minerais du fait de leur forte concentration en métaux, peuvent être réintroduites dans le cycle de production métallurgique ou confinées

Phyto-stabilisation

Dans la phyto-stabilisation, les plantes réduisent la mobilité et la biodisponibilité des contaminants dans le sol ou la rhizosphère, par immobilisation chimique (précipitation, stabilisation, absorption ou piégeage) ou prévention des mouvements latéraux ou en profondeur via l'érosion ou le lessivage , elle empêche ainsi la dispersion des contaminants dans les eaux de surface et souterraines.

Les plantes peuvent minimiser la formation de lixiviat contaminé et limiter la migration d'un panache (ou masse) de contaminants dissous dans l'eau souterraine, la phytostabilisation exige un suivi à long terme (Société québécoise de phytotechnologie. 2016).

Phytodégradation et rhizodégradation

Dans la phytodégradation, aussi appellée phytotransformation, les plantes absorbent et dégradent les polluants organiques dans leurs tissus ou sécrètent des enzymes liées à la dégradation dans la rhizosphère.

On la distingue de la rhizodégradation, aussi appelée phytostimulation, dans laquelle la décontamination s'opère dans le sol. Dans la rhizodégradation , la décontamination est

effectuée dans la rhizosphère par les micro-organismes dont la croissance et l'activité sont stimulées par les plantes.

Malgré cette distinction théorique, la dégradation dans l'un ou l'autre des deux compartiments est souvent difficile à circonscrire précisément (Société québécoise de phytotechnologie. 2016).

Phytovolatilisation

Dans la phytovolatilisation, des polluants organiques et certains composés inorganiques sont extraits du sol par les plantes, transportés dans leur système vasculaire, puis relargués dans l'atmosphère par transpiration .

C'est une technologie attrayante parce que les polluants sont ainsi entièrement volatilisés (sous forme de gaz), et il n'est donc pas nécessaire de récolter et de traiter les plantes utilisées (Société québécoise de phytotechnologie. 2016).

Rhizofiltration

Avec la rhizofiltration, on peut traiter des eaux usées municipales ou industrielles, le ruissellement de surface ou l'eau qui s'infiltre dans le sol en zone agricole, le lixiviat des mines et des sites d'enfouissement, ou encore la contamination de l'eau souterraine.

Les contaminants visés incluent les éléments-traces métalliques, les radionucléides, le sélénium, les nutriments, certains composés organiques comme les pesticides, ou encore le drainage minier acide.

La rhyzo-filtration peut utiliser des plantes aquatiques ou des plantes terrestres, et parfois une combinaison d'espèces ayant des propriétés complémentaires (Société québécoise de phytotechnologie. 2016).

1.2.2. La bioremédiation par biofilm

La bioremédiation par biofilm est une approche visant à éliminer les polluants environnementaux dans laquelle des cellules microbiennes forment des communautés structurées fixées à des surfaces et intégrées dans une matrice polymère extracellulaire qu'elles produisent elles-mêmes. Ces communautés de biofilm présentent une plus grande tolérance aux contaminants et sont capables d'absorber, d'immobiliser et de dégrader les polluants plus efficacement que les microbes en suspension libre. (Sandhya et *al*., 2022)

1.2.3. La bioremédiation microbienne

La bioremédiation microbienne consiste à utiliser des micro-organismes, tels que des bactéries et des champignons, pour éliminer ou neutraliser les polluants d'un site contaminé (Tyagi et *al*., 2019)

Les micro-organismes peuvent être isolés dans presque toutes les conditions environnementales. Les microbes s'adaptent et se développent à des températures inférieures

à zéro, ainsi que dans des conditions de chaleur extrême, dans l'eau, en présence d'un excès d'oxygène, dans des conditions anaérobies, en présence de composés dangereux ou dans n'importe quel flux de déchets. Les principales exigences sont une source d'énergie et une source de carbone. Nous pouvons subdiviser ces micro-organismes en plusieurs groupes :

Aérobies

En présence d'oxygène. Parmi les bactéries aérobies reconnues pour leurs capacités de dégradation, on peut citer *Pseudomonas, Alcaligenes, Sphingomonas, Rhodococcus* et *Mycobacterium*. Ces microbes ont souvent été signalés comme dégradant les pesticides et les hydrocarbures, qu'ils'agisse d'alcanes ou de composés polyaromatiques. Bon nombre de ces bactéries utilisent le contaminant comme seule source de carbone et d'énergie. (Vidali et *al.,* 2001).

Anaérobies

En l'absence d'oxygène. Les bactéries anaérobies ne sont pas aussi fréquemment utilisées que les bactéries aérobies. On s'intéresse de plus en plus aux bactéries anaérobies utilisées pour la bioremédiation des polychlorobiphényles (PCB) dans les sédiments fluviaux, la déchloration du solvant trichloroéthylène (TCE) et du chloroforme. (Vidali et *al.,* 2001).

Méthylotrophes

Bactéries aérobies qui se développent en utilisant le méthane comme source de carbone et d'énergie. L'enzyme initiale dans la voie de dégradation aérobie, la méthane monooxygénase, a une large gamme de substrats et est active contre un large éventail de composés, y compris les aliphatiques chlorés trichloroéthylène et 1,2-dichloroéthane. (Vidali et *al*., 2001).

1.2.4. Mycoremédiation

Utilisati1on de champignons pour éliminer les contaminants organiques présents dans le sol et l'eau. Afi1n de rendre les contaminants moins toxiques et non dangereux, les champignons exploitent 1certaines enzymes et certains acides dans cette méthode, qui est l'une des méthodes actuelles uti1lisées pour éliminer et décomposer les contaminants (Duryal Barrech et *al*., 2018)**.**

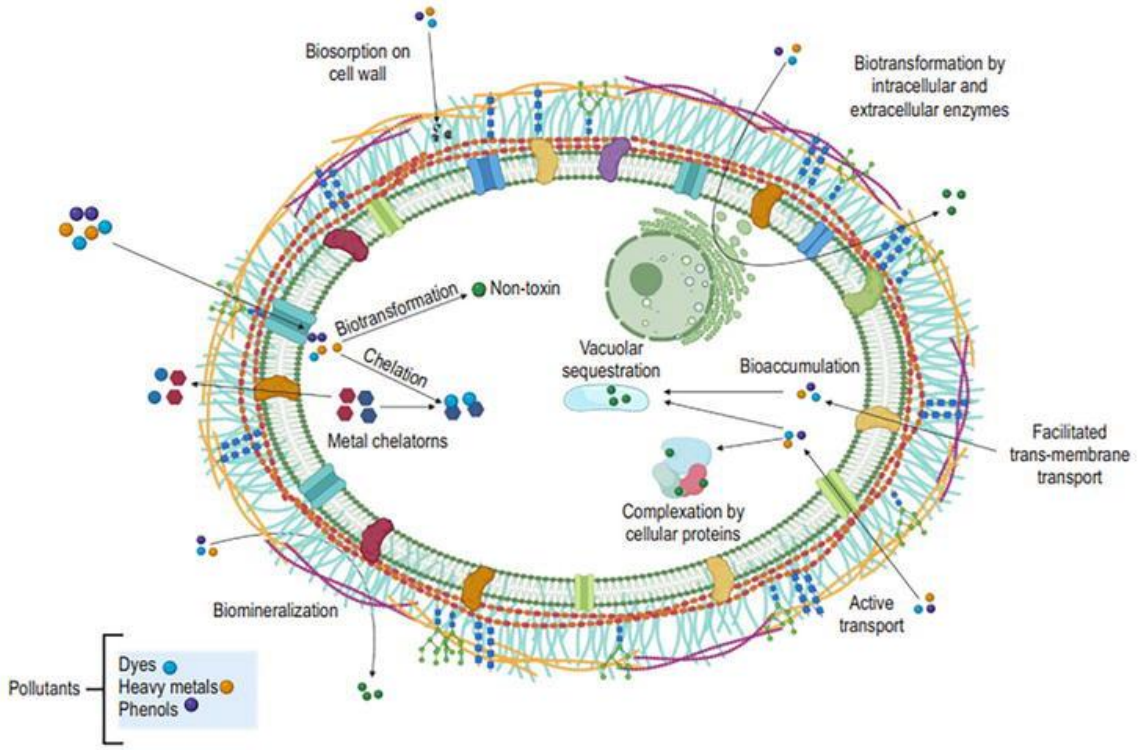


Figure 1 Mécanismes de mycorémédiation pour l'élimination des polluants inorganiques et organiques (Adapté de Shourie et Vijayalakshmi [41])

Tableau 1 : Études de cas sur l'ampleur et les résultats des projets de mycoremédiation

Polluant	Espèce fongique	Mécanisme	Référence
Hydrocarbure aromatique polycyclique	*Aspergillus niger, Paecilomyces formosus, Fusarium chlamydosporum; Coniochaeta sp.;Coriolopsis; Trametes versicolor; Dentipellis sp.; Phanerochaete chrysosporium; Pleurotus ostreatus; Pleurotus eryngii, Cochliobolus lunatus, Trichoderma longibrachiatu*	Dégradation médiée par le cytochrome P450, les monooxygénases,les dioxygénases, les déshydrogénases, le glutathion, les monooxygénases dépendantes du FAD, les enzymes ligninolytiques, les transférases et les hydrolases d'époxydes	[23–26]

Métaux lourds	*Aspergillus species, Cladosporium sp. NRCA8 Trichoderma harzianum, Trichoderma ghanense, Rhizomucor species, Penicillium rubens, Sordariomycetes sp. (D10), and Coniochaetaceae sp. Fusarium species, Emericella species, Funneliformis geosporum, Pleurotus ostreatus,*	Les enzymes ligninolytiques dans la dégradation des métaux lourds, et les enzymes antioxydantes dans la résistance aux dommages causés par le stress oxydatif	[10, 27]
Colorants	*Aspergillus flavus, Marasmius cladophyllus, Phlebia acerina, Bjerkandera adusta, Aspergillus niger et Fusarium proliferatum*	Laccase, peroxydase de manganèse et peroxydase de lignine dans la dégradation des colorants	[28–30]
Pesticides et herbicides	*Botryosphaeria laricina, Aspergillus glaucus, Trametes pavonia, Penicillium spiculisporus, Penicillium verruculosum*	enzymes ligninolytiques, estérification, dioxygénation, déshydrogénation, déchloration, déméthylation dégradation induite	[12, 31, 32]
Antibiotiques	*Pleurotus ostreatus, Leptosphaerulina sp., Irpex lacteus, Lentinula edodes*	peroxydase polyvalente, laccase, peroxydase au manganèse, système du cytochrome 450	[13, 33]
Produits pharmaceutiques	*Mucor hiemalis, Trametes versicolor, Phanerochaete chrysosporium, Lentinula edodes*	enzymes ligninolytiques et cytochrome 450	[34, 35]



CHAPITRE 02



CHAPITRE 2 : LES ÉLÉMENTS XÉNOBIOTIQUES

2. Définition des éléments xénobiotiques

Dérivé des mots grecs xenos, qui signifie « étranger » ou « inconnu », et bios, qui signifie « vie », le terme « xénobiotique » désigne toute substance, tout produit chimique ou tout ingrédient présent dans un organisme vivant qui n'est pas d'origine naturelle ou qui n'est généralement pas présent dans cet organisme ou ce système biologique (Singh et *al*. 2023).

Divers composés, tels que les substances synthétiques issues des activités humaines, comme les pesticides, les produits pharmaceutiques, les solvants industriels et les plastifiants, relèvent de la catégorie des xénobiotiques. Il ne s'agit pas de composés naturels, car ils n'ont pas d'analogues biologiques naturels. Lorsqu'ils sont introduits dans des organismes vivants, ils peuvent perturber les voies biochimiques normales, car ces organismes n'ont pas bénéficié de l'avantage évolutif de s'adapter à ces composés

2.1. Caractéristiques principales des xénobiotiques

Une caractéristique essentielle de nombreux xénobiotiques est leur persistance ou leur récalcitrance (Biradar et *al*. 2024).

Des caractéristiques telles qu'une halogénation étendue, notamment des liaisons carbone-chlore ou carbone-fluor, une ramification complexe et des cycles aromatiques, rendent ces molécules difficiles à reconnaître et à dégrader par les enzymes microbiennes. En conséquence, leur résistance à la dégradation microbienne, photochimique et hydrolytique entraîne de longues emi-vies environnementales, leur permettant de persister pendant des années, des décennies, voire des siècles, ce qui crée des risques de contamination à long terme (Mukherjee et *al*. 2024).

Les effets biologiques des xénobiotiques dépendent de la qualité de leur interaction avec les organismes vivants. Cela commence par leur biodisponibilité.

- Une substance peut se trouver dans le sol ou les sédiments, et sa biodisponibilité peut être faible si elle est fortement liée à des particules minérales
- Des facteurs tels que la solubilité, la taille des particules et le pH de l'environnement influencent la biodisponibilité des produits chimiques et déterminent la quantité de ces derniers susceptible de pénétrer dans les systèmes biologiques (Iyevhobu et *al*. 2025).

2.2 Sources et voies de propagation des rejets de xénobiotiques

2.2.1 Principales sources anthropiques

Les activités humaines sont les principaux facteurs de contamination par les xénobiotiques, rejetant une grande diversité de polluants dans l'environnement. Ces sources sont classées de manière générale.

2.2.1.1 Les secteurs industriels

La fabrication de produits chimiques, la production d'électricité, la métallurgie, l'électronique et l'exploitation minière, rejettent des polluants prioritaires dans l'air et l'eau, notamment des métaux lourds (par exemple, Hg, Pb, Cd), des COV et des COVS, des HAP et des polluants hérités (DDT, PCB, etc.), ainsi que des polluants organiques persistants émergents. Les émissions de cheminée et les rejets fugitifs contribuent à la pollution atmosphérique qui se dépose ensuite sur les sols et dans l'eau

2.2.1.2 Les déchets ménagers

Représentent une source majeure de xénobiotiques, comprenant des composés chimiques tels que détergents, produits pharmaceutiques, plastifiants et métaux lourds. Leur mauvaise gestion ou élimination inappropriée entraîne l'accumulation de ces substances dans les sols et les eaux, perturbant les écosystèmes et exposant la santé humaine à des risques toxiques.

2.2.1.3 Les plantations et les terres cultivées

Rejettent des pesticides, des herbicides, et des minéraux en excès, tels que les phosphates et les nitrates, dans les rivières, les lacs et les zones côtières par le biais du ruissellement diffus.

2.2.1.4 Les décharges de déchets solides municipaux

Génèrent des lixiviats contenant divers xénobiotiques, notamment des PFAS et des PPCP, qui peuvent atteindre les eaux souterraines ou de surface s'ils ne sont pas entièrement captés et traités (Berríos-Rolón et *al*. 2025).

2.2.1.5 Les stations d'épuration des eaux usées

Constituent des points de contrôle clés, mais ne sont pas conçues pour éliminer complètement de nombreux composés organiques à l'état de traces ; ainsi, les effluents et les biosolides agissent comme des sources pour les eaux réceptrices et les sols (Sun et *al*. 2019).

Tableau 2: Principales sources anthropiques de xénobiotiques

Source	Exemples de xénobiotiques rejetés
Émissions industrielles/ rejets	HAP, métaux lourds (plomb, cadmium, mercure), composés organiques volatils (COV)
Ruissellement agricole	Pesticides (atrazine, glyphosate), herbicides, engrais à base de nitrates et de phosphates
Déchets urbains et ménagers	Produits pharmaceutiques et de soins personnels (PPCP), détergents, microplastiques, perturbateurs endocriniens
Transports	Émissions des véhicules (HAP, NOx, CO), déversements d'hydrocarbures, particules issues de l'usure des pneus
Incinération des déchets	Dioxines, furanes, mercure, autres métaux lourds

2.3. Classification des contaminants xénobiotiques

La vaste gamme de composés xénobiotiques est généralement classée en deux grandes catégories : les composés organiques et les composés inorganiques. Chaque catégorie présente des sources, des comportements environnementaux et des profils toxicologiques distincts. Le tableau suivant (tableau 1.2) présente un résumé de ces principales catégories de xénobiotiques, qui sont abordées en détail dans les sections suivantes (Wijesinghe et *al*.,2026) .

2.3.1. Xénobiotiques organiques

Les polluants organiques persistants (POP) sont des composés organiques nocifs reconnus par la Convention de Stockholm pour leurs effets dangereux. Douze POP sont répertoriés dans cette convention. Il s'agit de substances produites intentionnellement telles que l'endrine, le DDT, le chlordane, le mirex, le toxaphène, l'heptachlore et l'aldrine, ainsi que de sous-produits non intentionnels comme les PCB, les dioxines, l'hexachlorobenzène et les furanes (Polluants organiques persistants : un problème mondial, une réponse mondiale | US EPA 2025). En raison de leur omniprésence,

- **Les POP** peuvent même être détectés dans des zones vierges. Même après de nombreuses années d'interdictions ou de restrictions dans les pays développés, leur persistance continue de représenter une menace mondiale.
- **Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)** comprennent plus de 100 substances chimiques principalement produites lors de la combustion incomplète de matières organiques
- **Les PPCP** couvrent un large éventail de substances chimiques utilisées dans les médicaments, les cosmétiques et les produits d'hygiène, notamment les antibiotiques,

les anti-inflammatoires comme l'ibuprofène, les antidépresseurs, les hormones et les ingrédients présents dans les savons et les crèmes solaires comme le triclosan.

- **Les PFAS** sont des composés synthétiques utilisés dans les biens de consommation et les environnements industriels depuis les années 1940 en raison de leur capacité à résister à la chaleur, à l'eau et à l'huile. Parmi leurs applications courantes, on trouve les ustensiles de cuisine antiadhésifs, les tissus résistants aux taches, les mousses anti-incendie et les emballages alimentaires (Mohapatra et *al*. 2025). (Wijesinghe et *al*.,2026)

2.3.2. Xénobiotiques inorganiques

Contrairement aux polluants organiques, qui peuvent se décomposer en composés plus simples et inoffensifs, les métaux lourds conservent leur forme d'origine et ne se décomposent pas. Parmi les métaux lourds les plus importants en termes d'impacts environnementaux et biologiques, on trouve le Pb, le Hg, le Cd, l'As et le Cr. Chaque métal présente ses propres risques.

Outre les métaux lourds, d'autres xénobiotiques inorganiques menacent également la santé humaine et l'environnement.

2.3.2.1. Les cyanures

Il s'agit de composés hautement toxiques utilisés dans l'exploitation minière et la production chimique. Ils existent sous plusieurs formes, notamment le gaz volatil qu'est le cyanure d'hydrogène (HCN), des sels hydrosolubles comme le cyanure de sodium (NaCN) et le cyanure de potassium (KCN), ainsi que des glycosides cyanogéniques présents à l'état naturel dans des plantes telles que le manioc et les amandes amères (Bhattacharya ,2009)

1.3.2.2 L'amiante

Constitue un autre danger grave pour la santé. L'amiante désigne un groupe de minéraux silicatés fibreux d'origine naturelle qui ont été largement utilisés dans diverses applications industrielles et commerciales en raison de leurs propriétés intéressantes, telles que la résistance à la chaleur, la durabilité et les capacités isolantes. (Macher et *al*. 2025)

Des nutriments tels que les **nitrates** et les **phosphates** deviennent également des polluants lorsque leurs concentrations dépassent les niveaux naturels (Ali et *al*. 2020) (Wijesinghe et *al*.,2026)

2.3.2.3. Les métaux lourds

Sont des éléments présentant des propriétés métalliques (ductilité, conductivité, densité, stabilité en tant que cations, spécificité des ligands, etc) ils ont un numéro atomique > 20 et une densité supérieure à 5.0 g/cm3 (Raskin et *al*., 1994)

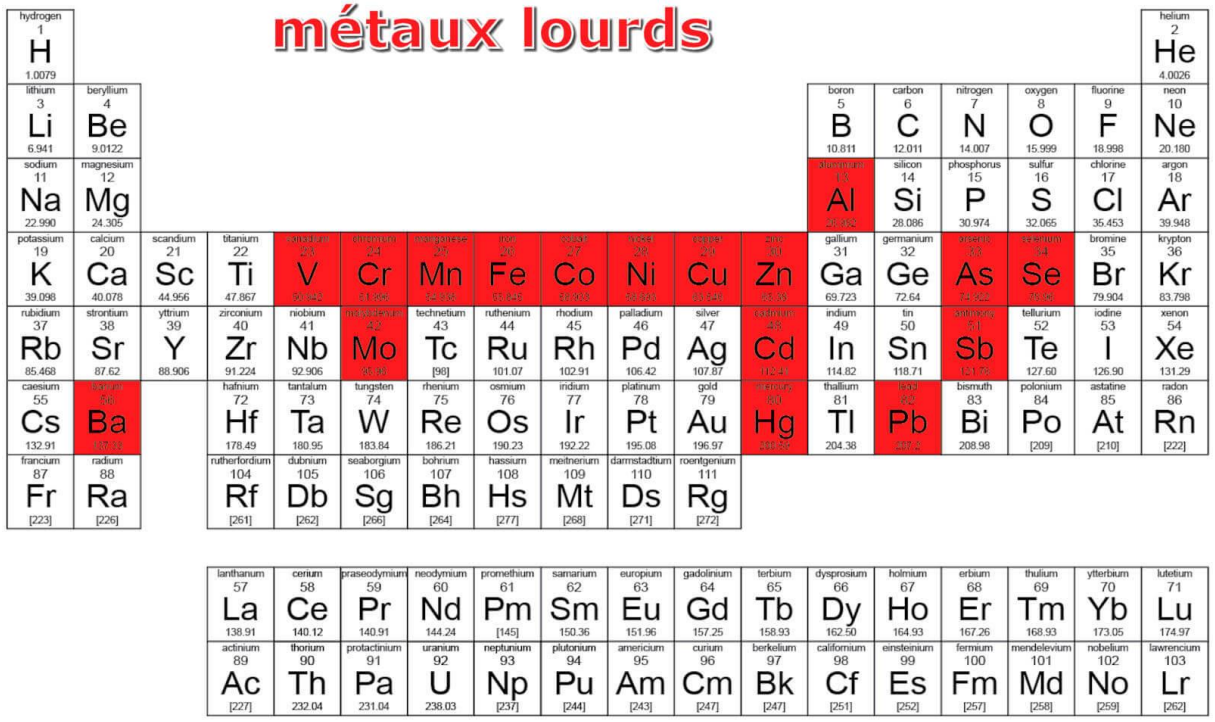


Figure 2 Tableau périodique des éléments chimiques, mettant en évidence les éléments considérés comme des métaux lourds (Pourret et Hursthouse, 2019)

2.3.2.3.1. Classification des métaux lourds

Les métaux essentiels

Sont des éléments indispensables à l'état de trace pour de nombreux processus cellulaires et qui se trouvent en proportion très faible dans les tissus biologiques (Loué, 1993). Cependant, certains peuvent devenir toxiques lorsque la concentration devient accidentellement élevée. C'est le cas du cuivre (Cu), du nickel (Ni), du Cobalt (Co), du zinc (Zn), du fer (Fe).

Les métaux toxiques

Ils peuvent exercer des effets nocifs sur les organismes vivants, même à de faibles concentrations. Ils n'ont aucun effet bénéfique pour la cellule, comme c'est le cas du plomb(Pb), du mercure (Hg) et du cadmium(Cd) (BEHANZIN1 et *al*., 2014) .

1.3.2.3.2 L'origine des métaux lourds

La pollution par les métaux lourds est devenue un sujet de préoccupation mondial en raison de son impact généralisé sur les écosystèmes et la vie humaine.

L'urbanisation et l'industrialisation rapides ont accéléré la pollution par les métaux, introduisant des éléments toxiques dans les milieux aquatiques et atmosphériques Certains

processus naturels tels que l'altération, les processus biologiques, les précipitations, l'échange d'ions et la dissolution ont également influencé la concentration en métaux, et l'intensification des pressions anthropiques a aggravé la situation (Chowdhury et *al*.2026)

Sources naturelles

Altération des roches

Au cours de la pédogenèse, des métaux lourds tels que le Cr, le Sn, le Hg, le Pb, etc. sont naturellement introduits dans la couche arable par l'altération et la fragmentation de la roche mère. Cependant, ceux-ci sont considérés comme des oligo-éléments et sont rarement toxiques (Singh et *al*.,2020).

Volcans

Les volcans sont connus pour rejeter des niveaux élevés de Zn, Pb, Cu et Mn ainsi que des gaz nocifs. Les vents soufflant contre les volcans transportent de la poussière riche en métaux lourds et ajoutent des composés particulaires dans les zones environnantes, indépendamment des éruptions (Singh et *al*.,2020).

Évaporation des mers

Les embruns et les brumes provenant de l'eau de mer contiennent des métaux lourds. Ceux-ci sont libérés dans l'atmosphère par l'éclatement des bulles et l'évaporation, ce qui entraîne des précipitations enrichies en métaux lourds (Singh et *al*.,2020).

Sources agricoles

Engrais

Afin d'apporter les nutriments qui font défaut dans le sol, des engrais sont ajoutés pour garantir une croissance vigoureuse des plantes. Il s'agit généralement de composés organiques contenant des macronutriments tels que le (Cu) et le (Mn).

Cependant, certains engrais sont des composés inorganiques qui contiennent des métaux lourds sous forme d'impuretés. Avec l'utilisation fréquente de ces composés synthétisés artificiellement, des métaux lourds tels que le (Cd) et le (Pb)

Les engrais phosphorés (P) sont largement utilisés, Ces engrais sont principalement chargés en cadmium (Cd), en plomb (Pb) et en arsenic (As) (Singh et *al*.,2020).

Pesticides

Les pesticides sont des composés chimiques utilisés pour protéger les cultures contre les ravageurs, les rongeurs, les champignons et les mauvaises herbes, ce qui permet de limiter les pertes de rendement et de garantir la sécurité alimentaire. Par ailleurs, l'utilisation excessive de pesticides a entraîné une contamination importante des sols, de l'air et de l'eau (Kunal et *al*.,2026)

. Ces pesticides sont des composés chimiques contenant des métaux lourds tels que le (Cu), le (Hg), le (Mn), le (Pb) et le (Zn) (Singh et *al*.,2020).

Sources industrielles

L'intervention humaine dans l'environnement constitue l'une des principales causes de l'augmentation des concentrations en métaux lourds. Les activités industrielles, notamment l'exploitation minière, le traitement des minerais et le rejet d'effluents industriels non traités, contribuent fortement à la dispersion de ces éléments toxiques dans les sols et les milieux aquatiques. Cette contamination peut entraîner une accumulation des métaux lourds dans les écosystèmes et représenter un risque pour les organismes vivants et la santé humaine (Singh et *al*.,2020)

2.4. La mycoremédiation des métaux lourds

Les métaux lourds présents dans l'eau et les effluents industriels ont pu être éliminés avec succès à l'aide de champignons vivants (Blumenstein et *al*., 2015). La toxicité des métaux lourds est à l'origine de nombreuses autres maladies mortelles. En éliminant les métaux lourds du sol et en les stockant dans leur mycélium et leurs fructifications en vue d'une décomposition ultérieure, les champignons ont contribué à l'élimination des métaux lourds de l'environnement La mycoremédiation des métaux lourds utilise des espèces de macro-champignons telles que ***Pleurotus ostreatus*, *Agaricus bisporus, Boletus edulis* et *Polyporus sp*.** Capable de tolérer et de retenir les métaux lourds, le micro-champignon ***Aspergillus niger*** s'est révélé être un excellent agent pour la remédiation du chrome (Cr) (Chen et *al*., 2018). (Kanu,2026)

2.4.1 Mécanisme de mycoremédiation

Les champignons utilisent différentes méthodes pour décontaminer les sites pollués et stimuler l'environnement. Ces méthodes comprennent : la biodégradation, la biosorption et la bioconversion.

2.4.1.1 Biodégradation

Le terme « biodégradation » est utilisé pour décrire la dégradation finale et le recyclage d'une molécule complexe en ses constituants minéraux. Il s'agit du processus qui conduit à la minéralisation complète du composé de départ en composés plus simples tels que le CO2, l'H2O, le NO3 et d'autres composés inorganiques par des organismes vivants (Kulshreshtha et *al*., 2014).

Les champignons peuvent produire des peroxydases extracellulaires, de la ligninase , des cellulases, des pectinases, des xylanases et des oxydases (Nyanhongo et *al*. 2007). Ceux-ci sont capables d' oxyder des polluants récalcitrants in vitro (Kulshreshtha et *al*., 2014).

Ces enzymes sont généralement induites par leurs substrats. Il a également été démontré que ces enzymes dégradent des polluants non polymères et récalcitrants tels que les nitrotoluènes

(VanAcken et *al*. 1999), les HAP (Hammel et *al*. 1991) (Johannes et *al*. 1996), les colorants organiques et synthétiques (Ollikka et al. 1993 ; Heinfling et *al*. 1998) et le pentachlorophénol (Lin et *al*. 1990) dans des conditions in vitro

Récemment, il a été rapporté que certaines espèces de champignons sont capables de dégrader des polymères tels que les plastiques (Luz et *al*. 2013).

Le mécanisme de biodégradation est très complexe. La raison en est l'influence d'autres systèmes biochimiques et les interactions des enzymes ligninolytiques avec le système cytochrome P450 monooxygénase, les radicaux hydroxyles et le niveau de H_2O_2 produits par le champignon (Kulshreshtha et *al*., 2014).

2.4.1.2. Biosorption

La biosorption par les champignons pourrait constituer une excellente option pour la dépollution des,polluants nocifs, car elle est moins coûteuse que toutes les autres techniques existantes et offre une efficacité supérieure (Sarkar et *al*.,2024)

Le deuxième processus important d'élimination des métaux/polluants de l'environnement par les champignons est la biosorption est considérée comme une alternative à la dépollution des effluents industriels ainsi qu'à la récupération des métaux présents dans les effluents. La biosorption est un processus basé sur la sorption des ions métalliques/polluants/xénobiotiques présents dans les effluents par une biomasse vivante ou séchée qui présente souvent une tolérance marquée aux métaux et autres substances nocives (.Kulshreshtha et *al*., 2014). L'absorption des polluants/xénobiotiques par les champignons implique une combinaison de deux processus :

❖ La bioaccumulation, c'est-à-dire les processus actifs dépendants du métabolisme, qui comprend à la fois le transport dans la cellule et la répartition dans les composants intracellulaires

❖ La biosorption, c'est-à-dire la liaison des polluants à la biomasse sans nécessiter d'énergie métabolique.

Plusieurs processus chimiques peuvent être impliqués dans la biosorption, notamment l'adsorption, les processus d'échange d'ions et la liaison covalente. Selon Mar'in et *al*. (1997), les groupes polaires des protéines, des acides aminés, des lipides et des polysaccharides structurels (chitine, chitosane, glucanes) peuvent être impliqués dans le processus de biosorption. De nombreuses études ont été menées sur la capacité de biosorption de la biomasse des champignons. Il a été rapporté que la capacité de biosorption de la biomasse morte peut être supérieure, similaire ou inférieure à celle des cellules vivantes (Mar'in et *al*. 1997) (Kulshreshtha et *al*., 2014)

2.4.1.3. Bioconversion

De nos jours, la recherche sur la conversion des boues industrielles ou agro-industrielles en d'autres formes utiles se poursuit. Le produit de bioconversion le plus important est le champignon. Tous les déchets lignocellulosiques générés par les industries peuvent être utilisées pour la culture de champignons qui peuvent ensuite être utilisés comme produit.

Les espèces de champignons cultivées sur des déchets industriels et agro-industriels. Le choix du substrat pour la culture des champignons est généralement déterminé par la disponibilité régionale du matériau. La culture de champignons a également été menée à bien sur divers déchets industriels (Kulshreshtha et *al*., 2014).

L'utilisation des champignons comme outil de mycoremédiation dans la bioconversion de ces déchets industriels en carpophores riches en protéines (corps fructifères des champignons) permet, d'une part, d'obtenir des champignons et, d'autre part, de contribuer à résoudre les problèmes de pollution que leur élimination pourrait autrement causer (Kulshreshtha et *al*., 2014) .

2.4.2. Les facteurs influençant le mycoremédiation des métaux lourds :

L'efficacité de la décontamination des métaux lourds par des champignons dépend fortement des conditions environnementales et des paramètres de fonctionnement. L'optimisation de paramètres essentiels tels que le pH, le dosage de la biomasse fongique, la température, la durée de contact et la concentration initiale en métaux lourds est cruciale pour obtenir une efficacité optimale de la biosorption. (Praful,2026)

2.4.2.1. Le pH

Le pH joue un rôle crucial dans la disponibilité des ions métalliques et la charge de surface

des cellules fongiques. De nombreuses études indiquent que la biosorption fongique optimale se produit dans une plage de pH légèrement acide à neutre.

Trichoderma viride a présenté une efficacité optimale d'élimination du chrome à pH 6, confirmant ainsi la sensibilité du processus de biosorption à la concentration en ions hydrogène (Praful,2026)

2.4.2.2. Température

La température influe également sur le métabolisme fongique et la cinétique de biosorption.

Les plages de température optimales se situent généralement entre 25 et 45 °C, des recherches indiquant une absorption accrue du cadmium par *Actinomucor sp*. (Praful,2026)

2.4.2.3. Dosage

Le dosage de la biomasse influence directement la quantité de sites de liaison aux métaux accessibles.

Une concentration élevée en biosorbant entraîne souvent une efficacité d'élimination accrue jusqu'à ce que l'équilibre soit atteint. *Aspergillus flavus* a démontré une élimination optimale du zinc et du nickel à une concentration de biomasse de 2 g/L (Raut & Wani, 2010) (Praful,2026)

2.4.2.4 . Temps de contact

La durée de contact est essentielle, car la biosorption fongique atteint souvent l'équilibre en

30 à 120 min.

Trichoderma viride a permis d'éliminer environ 98 % du chrome en seulement 45 min (El-Kassas et *al*, 2009), mais *Actinomucor sp*. a nécessité environ 120 min pour une absorption optimale du cadmium (Masoudi et *al*., 2017). (Praful,2026)

2.4.2.5. Concentration initiale

La concentration initiale en métaux influence la dynamique d'absorption en saturant les sites de liaison.

Des concentrations élevées peuvent augmenter l'absorption par unité de biomasse tout en diminuant le pourcentage d'élimination. Par exemple, *Penicillium sp*. a démontré une biosorption optimale du nickel et du plomb à des concentrations de métaux comprises entre 123 et 133 mg/L (Aytar et *al*., 2014). (Praful,2026)

2.4.2.6. Immobilisation

Les stratégies d'immobilisation ont été largement utilisées pour améliorer les performances et la durabilité des champignons dans diverses situations. La biomasse fongique peut être immobilisée sur des substrats tels que des billes d'alginate, du charbon de bois ou de la mousse de polyuréthane. Cette méthode protège les cellules fongiques tout en facilitant la réutilisation, la séparation et la stabilité dans les systèmes à flux continu (Ayele et *al*., 2021). (Praful,2026)

2.4.3. Les champignons responsables de la mycoremédiation

Plusieurs espèces fongiques ont démontré une grande efficacité dans les processus de mycorémédiation grâce à leurs capacités d'adsorption, d'accumulation et de dégradation des polluants.

Ces champignons appartiennent principalement aux Basidiomycètes, aux champignons filamenteux (Ascomycètes et Zygomycètes) ainsi qu'aux levures. Leur aptitude à éliminer divers contaminants, tels que les métaux lourds, les colorants, les hydrocarbures, les phénols et d'autres composés organiques toxiques, est liée à la composition de leurs parois cellulaires et à la production d'enzymes extracellulaires capables de transformer ou de dégrader les substances polluantes.

La figure suivante présente quelques espèces fongiques couramment utilisées dans les applications de mycorémédiation ainsi que les principaux types de polluants qu'elles peuvent éliminer.

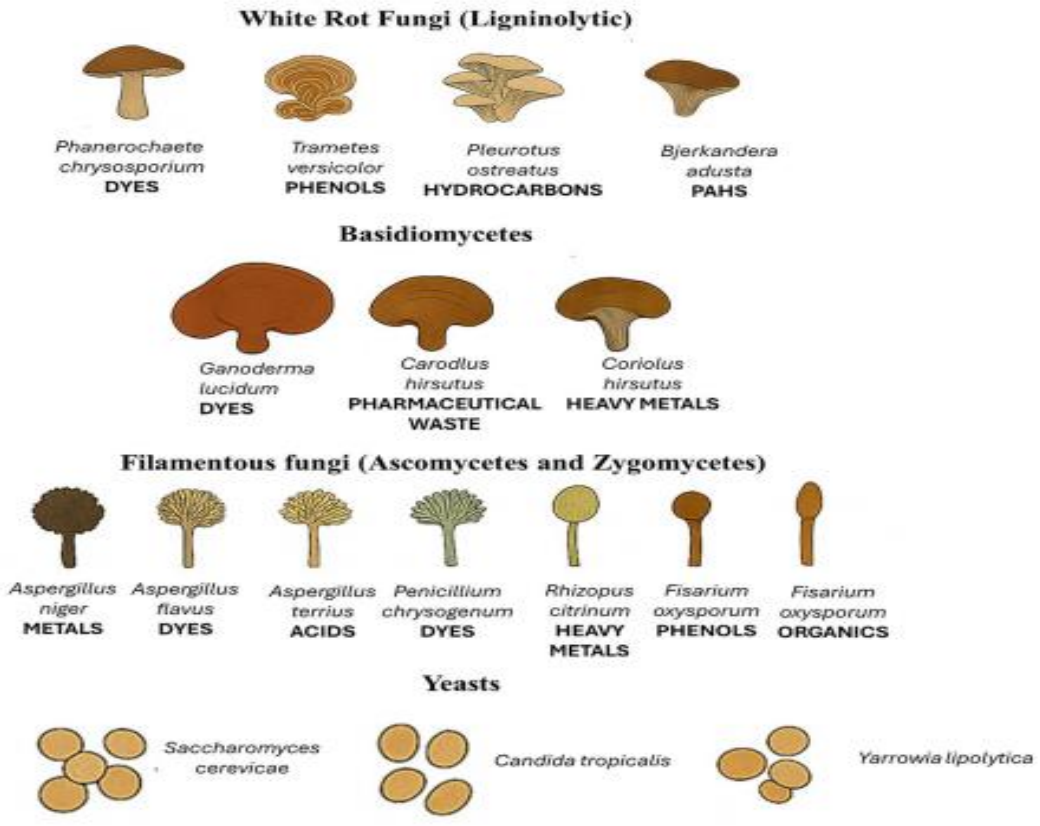


Figure 3 Espèces fongiques utilisées dans la bioremédiation pour ce contaminant spécifique (Ntalane S.,2026)

2.4.3.1.Les champignons lignivores

Les champignons lignivores ont la capacité de coloniser et de décomposer les éléments structuraux majeurs du bois, tels que la lignine, la cellulose et l'hémicellulose. Le mycélium, composé de filaments microscopiques appelés hyphes, est responsable de cette décomposition. Il sécrète des enzymes extracellulaires à la fois oxydatives et hydrolytiques.

Même si certains champignons lignivores génèrent des structures reproductrices visibles, désignées sous le nom de carpophores, leur composante active et fonctionnelle demeure microscopique.

Ces entités sont cruciales pour le recyclage de la matière organique dans les écosystèmes et

sont fréquemment employées en bioremédiation grâce à leur aptitude à convertir des composés organiques complexes tels que *Fomes fomentarius* , *Serpula lacrymans, Trametes versicolor* et *Pleurotus ostreatus* .

2.4.3.2.Basidiomycètes (Basidiomycota)

Les basidiomycètes possèdent des capacités physiologiques polyvalentes qui leur permettent de survivre et de prospérer dans des conditions environnementales extrêmes, et d'assurer la dégradation des polluants. Ce groupe comprend différents types de champignons, tels que les champignons de pourriture blanche, de pourriture brune et les champignons de litière comme *Agaricus bisporus , Cantharellus cibarius* et *Amanita caesarea* (Abhilasha et *al*.,2022)

2.4.3.3.Ascomycètes (Ascomycota)

Les champignons ascomycètes du genre *Fusarium*, appartenant à la classe des Sordariomycètes, ainsi que les genres *Aspergillus et Penicillium*, appartenant à la classe des Eurotiomycètes, sont des habitants courants des sols contaminés par divers types de polluants hydrocarbonés. Ces champignons sont capables de métaboliser efficacement des composés organiques, tels que les monosaccharides, les polysaccharides, les protéines, les lipides et les hydrocarbures (HC). Leur capacité à dégrader les HC est principalement due à l'action des CYP intracellulaires. Les clans de CYP principalement présents chez les Ascomycètes sont les CYP52, CYP505 et CYP55. La biomasse fongique de champignons autochtones issus d'eaux usées contaminées a été étudiée afin d'évaluer leur potentiel de bioremédiation et la traitabilité des eaux usées. De nombreuses souches d'Ascomycètes, notamment *Penicillium brevicompactum et Pseudallescheria boydii*, ont été étudiées pour leur capacité à dégrader et à éliminer les colorants ; parmi celles-ci, certaines souches de *P. boydii* se sont révélées présenter un potentiel remarquable de réduction de la toxicité et de décoloration. (Abhilasha et *al*.,2022).

2.4.3.4.Zygomycètes (Zygomycota)

Les Zygomycota, également appelés Mucoromycotina, constituent un groupe de champignons inférieurs. Les champignons de ce phylum ne sont pas ligninolytiques et ont fait l'objet de recherches pour leur potentiel de dégradation des xénobiotiques et des hydrocarbures. La biomasse de *Cunninghamella bertholletiae* s'est révélée extrêmement efficace pour le traitement par biosorption des lixiviats de décharge La bioremédiation du cuivre a été réalisée par biosorption à l'aide *de Rhizopus oligosporus*. (Abhilasha et *al*.,2022)



CHAPITRE 03



MATÉRIELS ET MÉTHODE

CHAPITRE 03 : MATÉRIELS ET MÉTHODE

3. Le choix de champignon

- Il avait une paroi riche en protéines, glucanes et chitine
- Les groupes fonctionnels -OH, -COOH, -NH_2 qui sont responsables de la fixation des métaux lourds
- Capacité de dégradation des polluants organiques grâce aux laccases et peroxydases.
- Capable d'adsorber les métaux lourds à l'état vivant et même mort.

3.1. Le champignon utilisé (*Pleurotus ostreatus*)

Pleurotus ostreatus (Pleurote en huître) est une espèce du genre Pleurotus qui appartient aux basidiomycètes lignivores. Le pleurote en huître est la deuxième espèce la plus cultivée dans le monde après *Agaricus bisporus* (Champignon de Paris), car il est comestible et a un fort potentiel écologique

3.2.Description morphologique

- Le chapeau est large, en forme d'éventail ou d'huître, et mesure entre 2 et 30 centimètres.
- Le pied, s'il est présent, mesure jusqu'à 4 cm de long et d'épaisseur .
- Les lamelles sont blanchâtres.
- L'empreinte sporale est blanche à gris-lilas et se voit mieux sur un fond sombre.



Figure 4 Pleurotus ostreatus (crédit photo : Anitapol, Adobe Stock)

3.3.Classification de *Pleurotus ostreatus*

Tableau 3 : Classification de champignons Pleurotus ostreatus (Deepalakshmi etSankaran, 2014)

Règne	**Fungi**
Division	***Basidiomycota***
Classe	***Agaricomycetes***
Ordre	***Agaricales***
Famille	***Pleurotaceae***
Genre	***Pleurotus***
Espèce	***Pleurotus ostreatus***

3.4.Culture de *Pleurotus ostreatus*

3.4.1. La stérilisation :

Pour la culture de cette espèce, il faut tout d'abord stériliser le substrat de développement de cette dernière.

Faire bouillir chaque 1 kg de paille avec 20 g de chaux pendant 40 min et la laisser s'égoutter





Figure 5: stérilisation de paille

3.4.2. L'incubation :

Elle consiste à remplir les sacs couche par couche avec, pour chaque 2 kg de paille stérilisée, 40 g de mycélium de *Pleurotus ostreatus*, puis à bien les fermer.

Ensuite, il faut percer les sacs avec une aiguille pour favoriser les échanges gazeux, puis les laisser à l'obscurité avec une humidité comprise entre 85 % et 90 % et une température comprise entre 18 °C et 25 °C pendant 20 jours à l'obscurité .





Figure 6: Remplissages des sacs et incubation



Figure 7 : Fin de phase d'incubation

3.4.3. La fructification

Après les 20 jours d'incubation, durant lesquels le mycélium envahit les sacs, l'étape suivante consiste à réaliser de petites ouvertures de 2 à 4 cm là où le mycélium est bien condensé afin de permettre la sortie des champignons, puis à les vaporiser à l'aide d'un vaporisateur deux fois par jour (toutes les 12 heures).

Après 5 jours vaporisation, les champignons commencent à apparaître.



Figure 8: Apparition des champignons (après 5 jours de vaporisation)



(A)



(B)

Figure 9: (A) Champignon après 10 jours de vaporisation, (B) champignon après 15 jours vaporisation

3.5.Préparation de biosorbant

Après la récolte des champignons, on sépare les carpophores des pieds, puis on pèse la matière fraîche avant de la laver à l'eau distillée afin d'éliminer les impuretés et la poussière.

Ensuite, elle est séchée dans une étuve à 35 °C pendant 48 h. Cette dernière est ensuite broyée à l'aide d'un broyeur et tamisée à travers un tamis de 60 µm afin d'obtenir une poudre fine et homogène.

Cette poudre est pesée puis conservée dans des flacons en verre.



Figure 10: La peser et le rinçage de champignon



Figure 11: Séchage des carpophores







Figure 12: Broyage et tamisage jusqu'à obtenir une poudre fine

3.6.Préparation de la solution

L'eau contaminée a été prélevée au niveau de l'usine ; il s'agit d'une eau de coloration.

Le prétraitement de cette eau doit être effectué le jour même du prélèvement en ajustant le pH. Il faut tout d'abord mesurer sa valeur initiale puis la régler avec du HNO_3, qui permet de stabiliser les métaux lourds en évitant leur fixation sur les parois du flacon ainsi que leur précipitation.

Le pH initial de l'eau était de 6,30 et a été abaissé à 4,5 par l'ajout de 23 mL de HNO_3 à 1 %

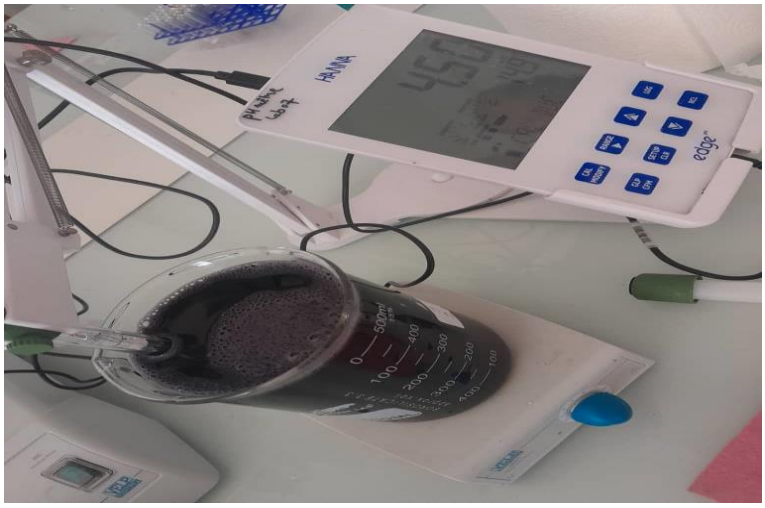


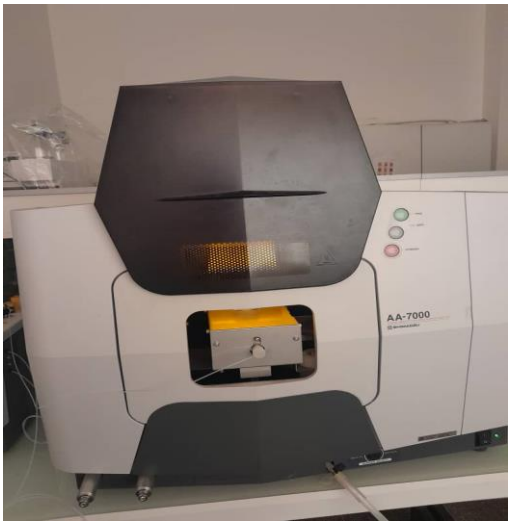
Figure 13 : Ajustement de pH avec de HNO_3 à 1 %.

3.7.L'analyse de témoin

L'analyse a été réalisée à l'aide d'un spectromètre à absorption atomique (SAA) Shimadzu AA-7000.

Vu que la solution est sombre, il faut tout d'abord la diluer avant de la faire passer au SAA. La dilution utilisée est de ×100, soit 1 mL d'eau contaminée avec 99 mL d'eau distillée.

Cela permet d'obtenir de meilleurs résultats, car la couleur avait un effet sur la diffusion de la lumière et, par conséquent, sur la précision des mesures.



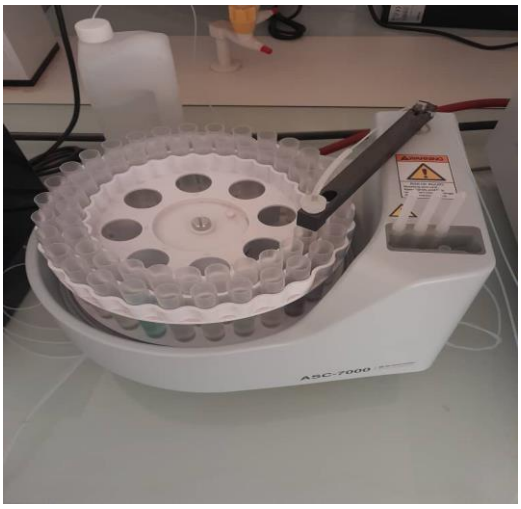


Figure 14 : Spectromètre à absorption atomique (SAA) Shimadzu AA-7000.

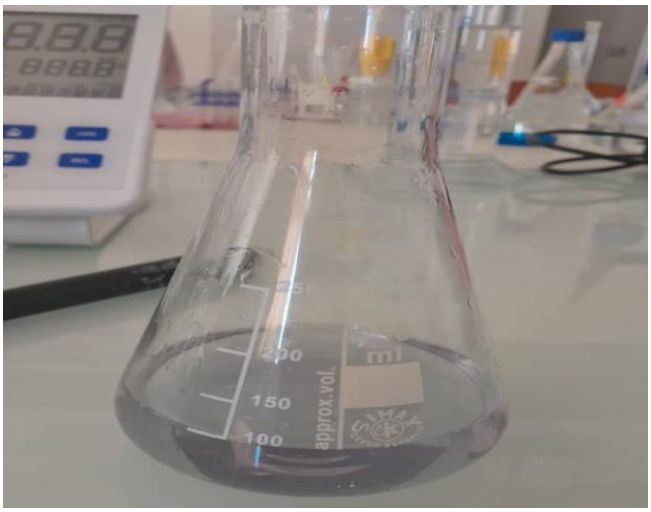


Figure 15: Eau contaminée diluée ×100 fois

3.8.La mise en contact de la solution avec le biosorbant

3.8.1. La centrifugation

Vu que l'eau est sombre, cela signifie qu'elle contient de la matière organique qui entre en compétition avec les métaux lourds sur les sites de fixation.

Afin de réduire cette compétition, l'échantillon a été soumis à une centrifugation afin de sédimenter les grandes particules en suspension. Cette étape a été réalisée à 4500 rpm pendant 30 min.



Figure 16 Centrifugation de l'échantillon

3.8.2. Le contact solution- biosorbant

Le poids idéal pour la biosorption d'une eau réelle contenant de la matière organique est de 1,5 g/100 mL, soit 3,82 g/255 mL, avec une agitation de 200 rpm pendant 3 h à une température de 25 °C.

Des prélèvements ont été effectués à différents temps de contact (5, 10, 15, 20, 25, 30, 35, 40, 45, 50, 55, 60, 120 et 180 min).

3.8.3. Deuxième centrifugation

Une centrifugation à 4000 rpm pendant 5 min a été réalisée immédiatement après chaque prélèvement afin de séparer la biomasse de la solution, puis une dilution de 1/20 a été effectuée avant la lecture au SAA.



Figure 17: Contact biosorbant – solution



Figure 18 : Centrifugation après le contact

3.9.Etude cinétique de biosorption du plomb

L'étude cinétique de la biosorption du plomb par la biomasse fongique repose sur la mesure des concentrations des ions de Pb en fonction du temps pour une durée de 180 min

- **Conditions expérimentales**

L'expérience de biosorption a été réalisée sous les conditions suivante :

- pH de la solution est 4,5
- Température : 25°C
- Concentration initiale du Pb : C_0 = 31,66m g/l
- Concentration de la solution en biosorbant :14 ,98 g/l
- Volume de solution 255 ml
- Vitesse d'agitation 200 rpm

Des prélèvements de 5ml ont été effectués a des temps déterminés chaque 5 min les différents prélèvements ont été centrifugés et diluer avant l'analyse.
Le taux d'élimination a été déterminer par l'équation suivante :

$$\textbf{\textit{Taux d'élimination}}\ \% = \frac{\boldsymbol{C_0 - C_e}}{\boldsymbol{C_0}} \times \mathbf{100}$$

- $\boldsymbol{C_0}$ **:** concentration initiale de plomb dans la solution (mg /l)
- $\boldsymbol{C_e}$ **:** concentration finale de plomb dans la solution (mg /l)

3.10. Etude cinétique de biosorption du cuivre

L'étude cinétique de la biosorption du cuivre par la biomasse fongique consiste à la mesure des concentrations de Cu en fonction du temps une durée de 180 min

- **Conditions expérimentales**

L'expérience a été réalisée dans les conditions expérimentales suivante :

- pH de la solution est 4,5
- Température : 25°C
- Concentration initiale du Cu : C_0 = 31,66m g/l
- Concentration de la solution en biosorbant :14 ,98 g/l
- Volume de solution 255 ml
- Vitesse d'agitation 200 rpm

Des prélèvements de 5ml ont été effectués a des temps déterminés dès les 20 min premiéres puis chaque 5 min les différents prélèvements ont été centrifugés et diluer avant l'analyse.

Le taux d'élimination a été calculé sous la formule suivante :

$$\textbf{Taux d'élimination } \% = \frac{C_0 - C_e}{C_0} \times 100$$

- C_0 **:** concentration initiale de plomb dans la solution (mg /l)
- C_e **:** concentration finale de plomb dans la solution (mg /l)

CHAPITRE 04

RÉSULTATS ET DISCUSSION

CHAPITRE 04 : RÉSULTATS ET DISCUSSION

4.1. Taux d'élimination du plomb

Les résultats obtenus sont représentés dans la **figure 19**

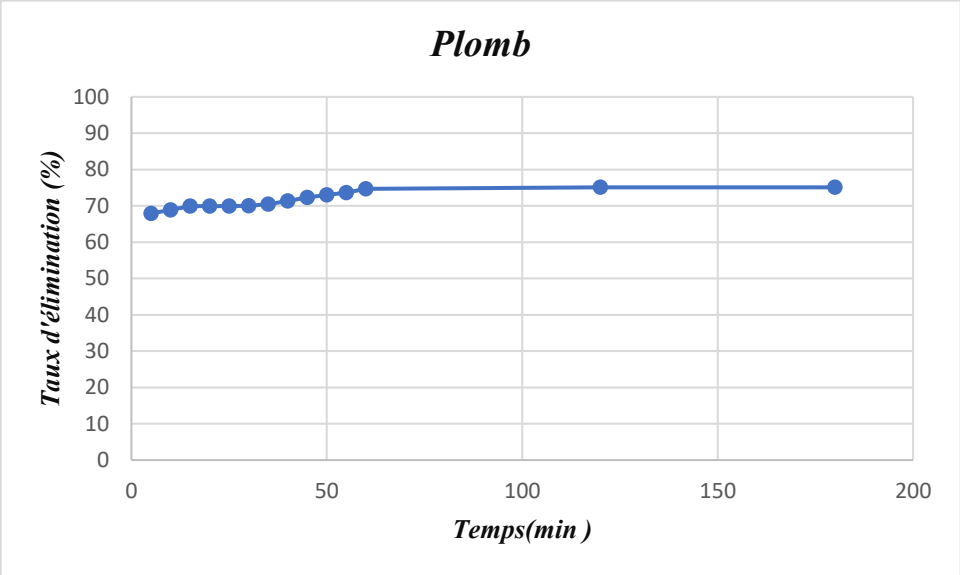


Figure 18 : Evolution du taux d'élimination du plomb en fonction du temps de contact

Cette figure montre comment le taux d'élimination du plomb (Pb II) évolue au fil du temps, sur une période de 180 minutes.

Si on regarde la courbe de près, on voit que le processus se déroule en deux grandes étapes :

- **Une phase de croissance rapide :**
  Entre 5 et 50 minutes, le taux s'accroit de façon régulière. Il passe d'environ 68 % à 5 minutes à près de 74 % à 50 minutes.
- **Une phase de stabilisation :**
  À partir de 50 minutes et jusqu'à la fin de l'expérience (180 minutes), la courbe s'aplatit nettement. Le taux d'élimination reste alors stable, entre 75 % et 76 %.

Cette forme de courbe est typique d'un phénomène d'adsorption en deux temps, lié à la disponibilité des sites de fixation à la surface de la biomasse.

- Au début, la surface du biosorbant est toute neuve, avec plein de sites actifs libres. En même temps, la concentration en ions plomb dans la solution est à son maximum.

Cette différence de concentration crée une forte poussée qui fait que les ions métalliques passent vite de la solution à la surface de la biomasse.

- Le ralentissement et le plateau s'expliquent par deux choses :
  - Les sites actifs sont saturés: La plupart des points d'accroche en surface ont déjà été occupés pendant la première phase.
  - Répulsion électrostatique: Les ions de plomb déjà fixés à la surface repoussent ceux qui sont encore dans la solution, ce qui bloque l'accès aux derniers sites disponibles.

4.1.2. Modélisation cinétique de biosorption

L'évaluation de la performance d'un matériau biosorbant implique non seulement la détermination de sa capacité maximale de rétention, mais également l'analyse de la vitesse de transfert de masse du polluant de la phase liquide vers la phase solide. Par conséquent, l'étude cinétique est essentielle pour caractériser la dynamique du processus d'épuration par la biomasse fongique.

L'application de modèles mathématiques aux données expérimentales vise à satisfaire des objectifs analytiques spécifiques. Elle permet a déterminer la nature du mécanisme, si la rétention est régie par un phénomène physique réversible (physisorption) ou par des interactions chimiques spécifiques (chimisorption). Elle conduit également à la prédiction des performances à l'équilibre, impliquant le calcul théorique des capacités d'adsorption à saturation (qe, cal) et leur comparaison aux valeurs observées expérimentalement (qe, exp).

Dans ce cadre, les données expérimentales ont été analysées en utilisant le modèle de pseudo-premier ordre (PFO) , le pseudo-second ordre (PSO) et le modèle de diffusion intraparticulaire (Weber et Morris) .

Modèle de pseudo-premier ordre (PFO)

Le modèle de pseudo-premier ordre (PFO), initialement proposé par Lagergren, postule que la vitesse de fixation du métal est proportionnelle au nombre de sites actifs encore disponibles sur le biosorbant. Sa forme linéaire est la suivante :

$$\ln(qe - qt) = \ln qe - k_1 . t$$

Où :

- qe : la capacité d'adsorption théorique à l'équilibre (mg/g)

- $\boldsymbol{qt}$: la quantité adsorbée au temps t (mg/g).
- $\boldsymbol{k_1}$:la constante de vitesse du modèle ($\min^{-1}$).

Modèle de pseudo-second ordre (PSO)

Le modèle de pseudo-second ordre (PSO), développé par Ho et McKay, repose sur l'hypothèse que l'étape cinétique limitante est une adsorption chimique (chimisorption). Ce processus implique la formation de liaisons covalentes ou des échanges électroniques entre les cations métalliques et les groupements fonctionnels de la paroi cellulaire fongique. Son équation linéarisée est exprimée comme suit :

$$\frac{\boldsymbol{t}}{\boldsymbol{q_e}} = \frac{\mathbf{1}}{\boldsymbol{k_2}}\, \boldsymbol{q_e^2} + \frac{\mathbf{1}}{\boldsymbol{q_e}}\, .\boldsymbol{t}$$

Où :

$\boldsymbol{k_2}$: La constante de vitesse de pseudo-second ordre (g/mg·min),

$\boldsymbol{q_e}$: La capacité d'adsorption calculée à l'équilibre (mg/g).

$\boldsymbol{t}$: Le temps (min)

Le modèle de diffusion intraparticulaire de Weber et Morris

Les modèles cinétiques de pseudo-premier ordre et de pseudo-second ordre permettent de mieux comprendre le processus de biosorption. Cependant, ils ne donnent pas d'informations précises sur le mécanisme de diffusion des ions métalliques ni sur l'étape qui contrôle la vitesse du processus. Pour étudier ces aspects, le modèle de diffusion intraparticulaire de Weber et Morris a été utilisé. Ce modèle repose sur une relation linéaire exprimée par l'équation suivante :

$$\boldsymbol{q_t} = \boldsymbol{k_{id}}\, .\boldsymbol{t^{0.5}} + \boldsymbol{C}$$

- $\boldsymbol{k_{id}}$ **:** La constante de vitesse de diffusion intraparticulaire (mg/g.$min^{-0.5}$).

- C : La constante liée à l'épaisseur de la couche limite (mg/g). Une valeur de C élevée indique un effet important de l'adsorption de surface.
- qt : la quantité adsorbée au temps t (mg/g).

4.2.1.1 Pseudo -premier ordre (PFO)

Modèle de pseudo-premier ordre linéaire

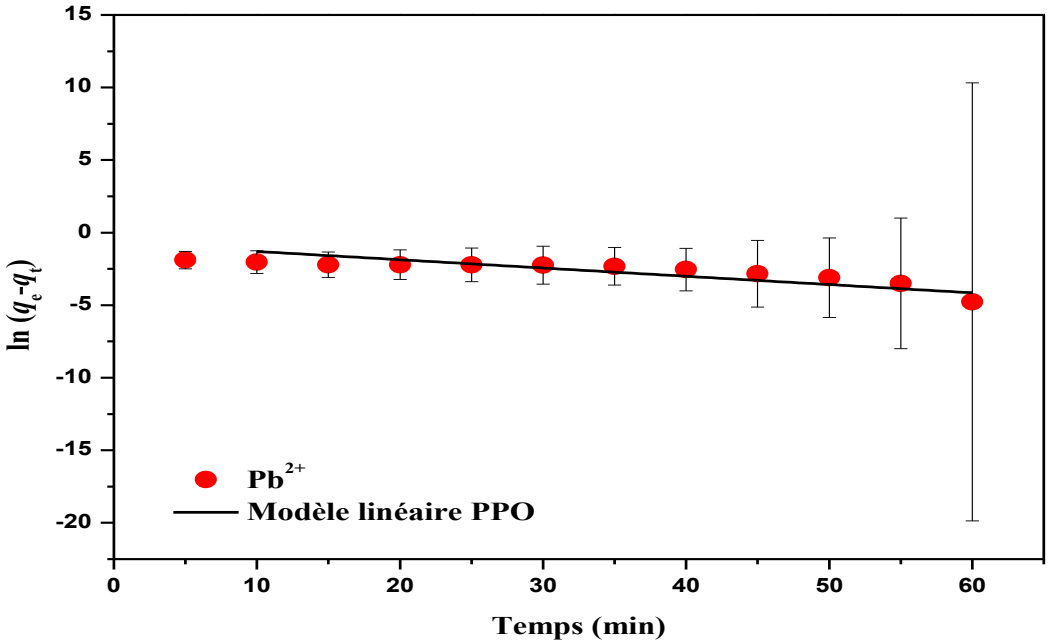


Figure 19 : Cinétique de biosorption du Plomb (Pb) par la biomasse de *Pleurotus ostreatus* selon le modèle de pseudo-premier ordre linéaire (PFO).

La figure 20 présente la représentation linéaire du modèle cinétique de pseudo-premier ordre de Lagergren appliqué à la biosorption des ions Pb^{2+} par la biomasse de *Pleurotus ostreatus*. Les points expérimentaux sont répartis le long d'une droite de régression présentant une pente très faible, ce qui traduit une faible variation de la fonction ln (qe − qt) en fonction du temps de contact. Globalement, les points suivent la tendance générale de la droite, bien qu'une augmentation de la dispersion des données soit observée aux temps de contact les plus élevés.

Au début de l'expérience, les points expérimentaux sont relativement proches de la droite de régression, indiquant un ajustement satisfaisant du modèle pour les premiers instants de biosorption. Cependant, à mesure que le temps de contact augmente,

L'exploitation des paramètres cinétiques du modèle a permis de déterminer une constante de vitesse relativement faible ainsi qu'une capacité d'adsorption à l'équilibre calculée (qe,cal) de 0,135 $mg \cdot g^{-1}$. Cette valeur est nettement inférieure à la capacité d'adsorption expérimentale obtenue au laboratoire (qe,exp = 1,59 $mg \cdot g^{-1}$). L'écart important observé entre ces deux valeurs montre que le modèle de pseudo-premier ordre ne permet pas de reproduire correctement la quantité réelle de plomb adsorbée par la biomasse fongique.

Cette différence peut être attribuée au fait que les hypothèses du modèle de pseudo-premier ordre ne correspondent pas parfaitement au mécanisme de biosorption mis en jeu dans le système étudié. En effet, ce modèle considère principalement que la vitesse d'adsorption dépend du nombre de sites libres disponibles à la surface du biosorbant. Or, la biosorption des ions métalliques par les champignons est généralement un phénomène plus complexe, impliquant plusieurs mécanismes simultanés tels que les interactions électrostatiques, les échanges ioniques, la complexation avec les groupements fonctionnels de la paroi cellulaire et les phénomènes de diffusion.

Par ailleurs, l'augmentation des barres d'erreur observée en fin d'expérience suggère que le système se rapproche progressivement de son état d'équilibre. À ce stade, les variations expérimentales deviennent plus perceptibles et peuvent influencer davantage la représentation graphique du modèle.

Ainsi, malgré la présence d'une relation linéaire apparente entre les variables étudiées, la forte différence entre la capacité d'adsorption calculée et la capacité expérimentale indique que le modèle de pseudo-premier ordre ne décrit pas convenablement la cinétique de biosorption du Pb^{2+} par *Pleurotus ostreatus*. Ces résultats suggèrent que le processus de biosorption ne repose pas uniquement sur les mécanismes décrits par ce modèle. Il est donc nécessaire d'examiner l'ajustement du modèle de pseudo-second ordre afin de déterminer le modèle cinétique le plus approprié et de mieux comprendre le mécanisme gouvernant la biosorption du plomb par la biomasse fongique.

Les résultats obtenus avec *Pleurotus ostreatus* ont été comparés à ceux rapportés pour *Pleurotus mutilus(*BENABDRAHMANE.2006). Bien que les deux espèces appartiennent au même genre, l'étude de référence présente une meilleure tendance linéaire du modèle de pseudo-premier ordre que celle observée dans notre travail.

Cette différence peut être liée à la composition de la paroi cellulaire, à la disponibilité des sites actifs de biosorption ainsi qu'aux conditions expérimentales appliquées.

La forte dispersion des données obtenues avec *P. ostreatus* suggère que le modèle de pseudo-premier ordre ne décrit pas correctement la biosorption du Pb, indiquant que d'autres mécanismes pourraient être impliqués. Ces résultats montrent que la capacité et le comportement cinétique de biosorption peuvent varier selon l'espèce de *Pleurotus* utilisée.

- **PFO non – linéaire**

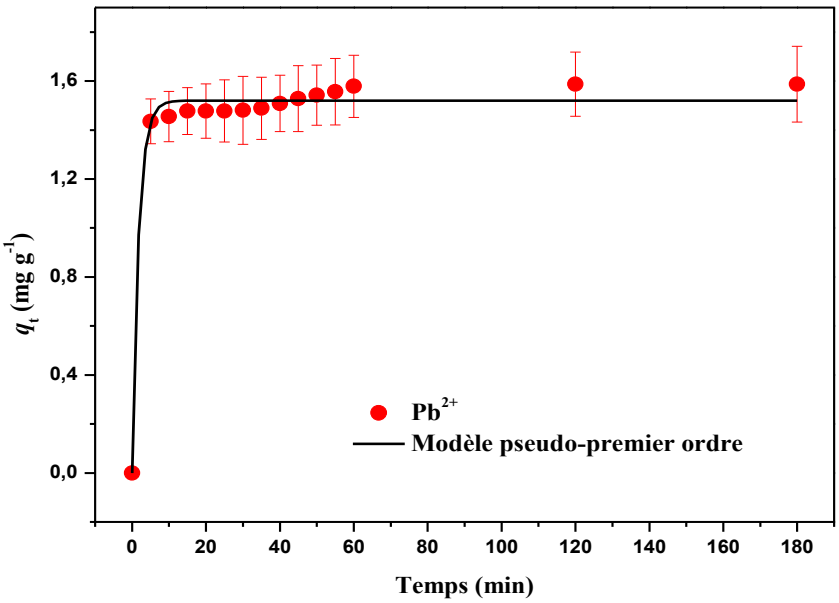


Figure 20 : Cinétique de biosorption du Plomb (Pb) par la biomasse de *Pleurotus ostreatus* selon le modèle de pseudo-premier ordre non- linéaire (PFO).

Expose la cinétique de biosorption du Plomb (Pb^{+2}sur la biomasse du *Pleurotus ostreatus*, décrite par l'équation non-linéaire du pseudo-premier ordre (PFO), et met en évidence un processus en deux phases distinctes.

Dans les 5 premières minutes, on observe une phase initiale ultra-rapide où la capacité d'adsorption (qt)

Grimpe drastiquement de 0 à environ (1.4 $mg.g^{-1}$)puis une phase de ralentissement jusqu'à un plateau cinétique aux alentours de 60 minutes, stabilisant la capacité d'adsorption maximale expérimentale (qt) entre 1.55 et 1.6 ($mg.g^{-1}$), un équilibre parfaitement stable comme l'attestent les prélèvements prolongés à 120 et 180 minutes.

Le fait que le modèle PFO non linéaire suive de près les points expérimentaux montre que la vitesse dépend du nombre de sites encore libres, suggérant un mécanisme contrôlé principalement par la diffusion du film ou une adsorption réversible dans les premiers stades.

En pratique, cette cinétique rapide (équilibre atteint en 1 heure) est un avantage significatif pour améliorer le rendement et diminuer les coûts opérationnels dans un système de filtration.

Néanmoins, pour confirmer définitivement le mécanisme limitant, il est essentiel de comparer ces résultats avec le modèle du pseudo-second ordre (PSO), qui décrit souvent plus précisément la sorption chimique (partage ou échange d'électrons) fréquemment observée lors de la biosorption des métaux lourds par les champignons macromycètes.

4.2.1.2.Pseudo-seconde ordre (PSO)

- **Pseudo-seconde ordre non- linéaire**

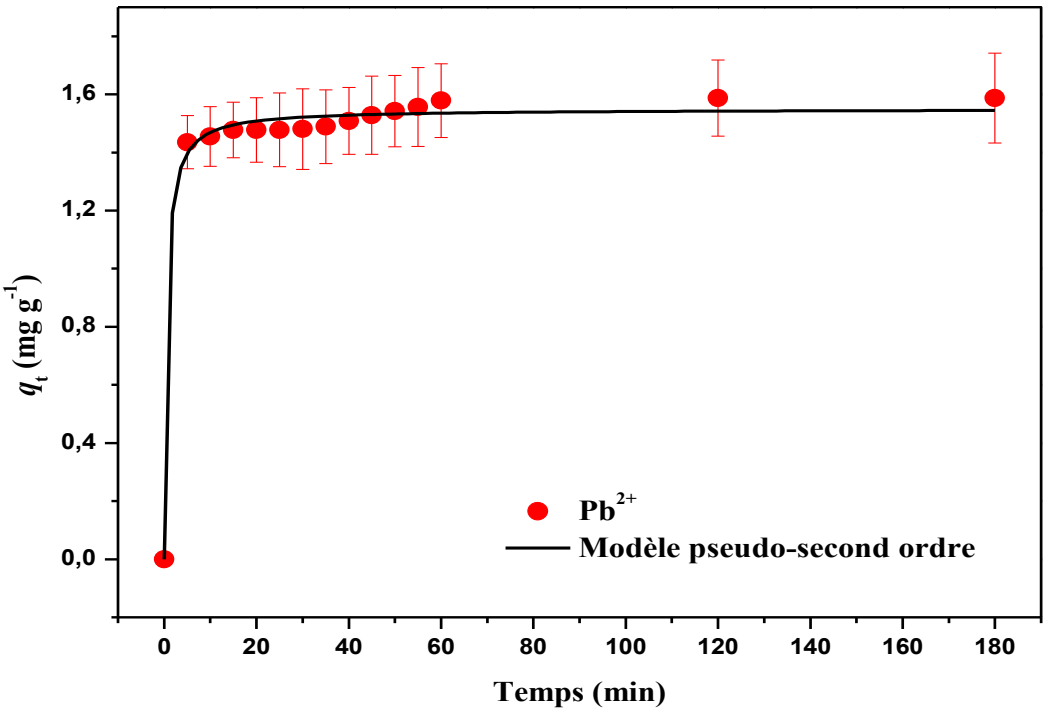


Figure 21 : Cinétique de biosorption du Plomb (Pb) par *Pleurotus ostreatus* selon le modèle de pseudo-second ordre non- linéaire (PSO).

La figure illustre l'évolution de la capacité d'adsorption du Pb^{2+} en fonction du temps de contact ainsi que l'ajustement des données expérimentales par le modèle cinétique du pseudo-second ordre. Une augmentation rapide de la quantité adsorbée est observée au cours des premières minutes, avec une valeur de q_t atteignant rapidement environ 1,4 $mg \cdot g^{-1}$. Cette phase initiale est attribuée à la disponibilité d'un grand nombre de sites actifs à la surface de l'adsorbant ainsi qu'à l'existence d'un gradient de concentration élevé favorisant le transfert des ions Pb^{2+} vers ces sites.

Avec l'augmentation du temps de contact, la vitesse d'adsorption diminue progressivement jusqu'à l'établissement d'un état d'équilibre, caractérisé par un plateau de la courbe. Ce comportement traduit la saturation progressive des sites actifs et la diminution des interactions entre les ions métalliques en solution et la surface adsorbante. La capacité d'adsorption à l'équilibre obtenue à partir du modèle est de q_e = 1,59 $mg \cdot g^{-1}$, indiquant la

quantité maximale de plomb retenue par unité de masse de l'adsorbant dans les conditions expérimentales étudiées.

Par ailleurs, la bonne concordance entre les valeurs expérimentales et celles prédites par le modèle pseudo-second ordre met en évidence la pertinence de ce modèle pour décrire la cinétique d'adsorption du Pb^{2+}. Ce résultat suggère que le mécanisme limitant du processus est principalement associé à des phénomènes de chimisorption impliquant des interactions spécifiques entre les ions métalliques et les groupes fonctionnels présents à la surface de l'adsorbant. Ainsi, l'adsorption du Pb^{2+} apparaît comme un processus rapide et efficace, atteignant l'équilibre en un temps relativement court et présentant une capacité d'adsorption maximale de 1,59 $mg \cdot g^{-1}$.

- **Pseudo-seconde ordre linéaire**

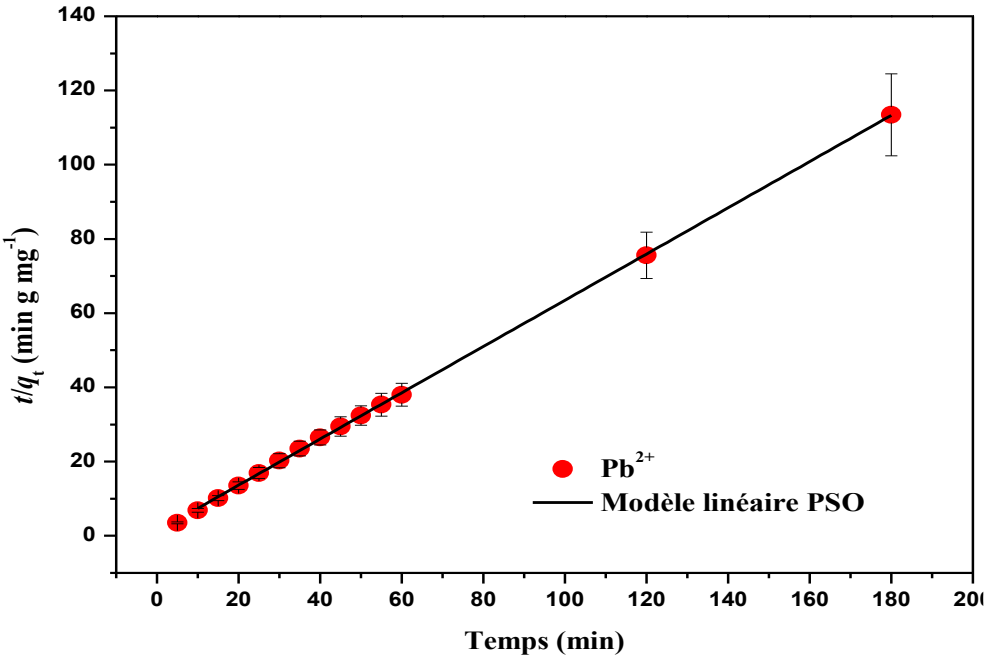


Figure 22 : Cinétique de biosorption du Plomb (Pb) par *Pleurotus ostreatus* selon le modèle de pseudo-second ordre linéaire (PSO).

L'application du modèle cinétique de pseudo-second ordre (PSO) à l'adsorption des ions Pb^{2+} a permis d'obtenir une relation linéaire très satisfaisante entre t/q_t et t. La droite de régression obtenue est décrite par l'équation :

$$t/q_t = 1{,}17895 + 0{,}62292,$$

Avec un coefficient de corrélation extrêmement élevé ($R^2 = 0{,}9998$) et un coefficient de Pearson proche de l'unité ($r = 0{,}99993$). Cette excellente linéarité montre que les données expérimentales suivent remarquablement le modèle PSO sur toute la durée de l'expérience. À partir de la pente de la droite, la capacité d'adsorption à l'équilibre calculée est de

$$q_e(cal) = 1{,}605 \text{ mg.g}^{-1},$$

Tandis que l'ordonnée à l'origine permet de calculer une constante de vitesse $k_2 = 0{,}329$ g\cdotpmg^{-1}min^{-1}.

Ces résultats mettent en évidence la très bonne aptitude du modèle PSO à décrire la cinétique d'adsorption du Pb^{2+}. En effet, la valeur calculée de la capacité d'adsorption à l'équilibre ($1{,}605$ mg.g^{-1}) est très proche de la valeur expérimentale ($q_e(exp) = 1{,}59$ mg.g^{-1}), avec un écart inférieur à 1 %. Cette forte concordance confirme la validité du modèle et indiqueque celui-ci reproduit fidèlement le comportement expérimental du système étudié. La faible dispersion des points autour de la droite de régression ainsi que la valeur très élevée du coefficient de détermination témoignent également de la qualité de l'ajustement. Ces observations suggèrent que le processus d'adsorption est principalement contrôlé par les interactions entre les ions Pb^{2+} et les sites actifs disponibles à la surface de l'adsorbant, le mécanisme global étant correctement représenté par le modèle de pseudo-second ordre.

La comparaison avec le modèle de pseudo-premier ordre (PFO) met clairement en évidence la supériorité du modèle PSO.

En effet, le modèle PFO présente un coefficient de détermination relativement faible ($R^2 \approx 0{,}817$), traduisant une moins bonne corrélation entre les données expérimentales et les valeurs théoriques.

De plus, les points expérimentaux apparaissent davantage dispersés autour de la droite de régression, notamment aux temps de contact élevés, ce qui révèle des écarts importants entre les valeurs observées et celles prédites par le modèle. À l'inverse, le modèle PSO présente une excellente linéarité ($R^2 = 0{,}9998$) ainsi qu'une très bonne concordance entre les capacités d'adsorption expérimentale et calculée.

Ces résultats démontrent que le modèle pseudo-second ordre décrit beaucoup mieux la cinétique d'adsorption du Pb^{2+} que le modèle pseudo-premier ordre donc l'adsorption du plomb est chimique (chimio -sorption).

Le modèle cinétique de pseudo-second ordre décrit très bien la biosorption du Pb^{2+} par *Pleurotus ostreatus*, comme le montre la valeur élevée du coefficient de détermination ajusté ($R^2 = 0{,}9984$). Cette valeur est supérieure à celle rapportée pour *Pleurotus mutilus* ($R^2 = 0{,}8723$), indiquant un meilleur ajustement du modèle dans notre étude. Cette différence peut être attribuée aux caractéristiques spécifiques de *Pleurotus ostreatus*, notamment la nature et la disponibilité des groupements fonctionnels présents à la surface de la biomasse, qui favorisent la fixation des ions Pb^{2+}. Ces résultats suggèrent que la biosorption du plomb par *Pleurotus ostreatus* est principalement gouvernée par un mécanisme de chimisorption et confirment son efficacité comme biosorbant pour l'élimination du plomb en solution aqueuse.

4.2.1.3. Diffusion intraparticulaire de Weber et Morris

- **Diffusion intraparticulaire linéaire**

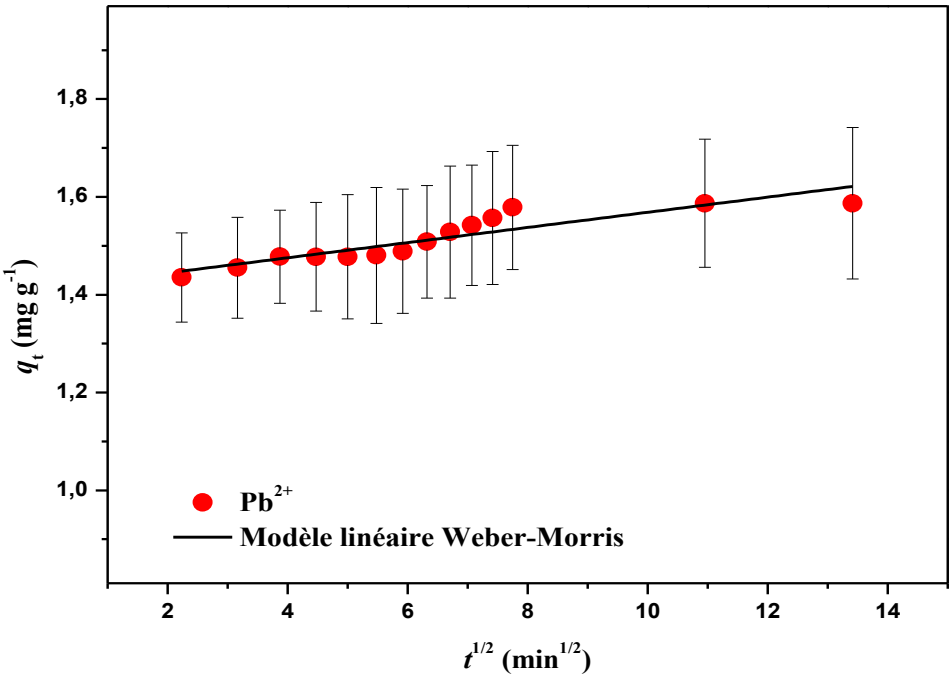


Figure 23 : Cinétique de biosorption du Plomb (Pb) par *Pleurotus ostreatus* selon le modèle de diffusion intraparticulaire de Weber et Morris linéaire.

La représentation de la quantité adsorbée de Pb^{2+} (q_t) en fonction de la racine carrée du temps ($t^{1/2}$), conformément au modèle de diffusion intraparticulaire de Weber et Morris. Cette représentation est couramment utilisée afin d'évaluer le rôle de la diffusion des adsorbats à l'intérieur des pores du biosorbant dans le contrôle de la vitesse d'adsorption. Les résultats montrent une augmentation progressive de la quantité adsorbée avec l'augmentation de $t^{1/2}$ traduisant la poursuite du transfert des ions Pb^{2+} vers les sites de fixation disponibles.

Toutefois, la droite obtenue ne passe pas par l'origine et présente une valeur non nulle de l'ordonnée à l'origine . Selon Weber et Morris, lorsque la droite traverse l'origine, la diffusion intraparticulaire constitue l'unique étape limitante du processus. Dans le cas présent, l'existence d'une ordonnée à l'origine importante indique que d'autres mécanismes interviennent simultanément dans le processus de biosorption. Cette constante C'est généralement associé à l'épaisseur de la couche limite entourant les particules adsorbantes plus sa valeur est élevée, plus l'influence de la diffusion externe est importante.

Par ailleurs, la faible pente observée suggère que la diffusion intraparticulaire contribue au transfert des ions métalliques, mais qu'elle ne contrôle pas entièrement la cinétique du

phénomène. La biosorption du Pb^{2+} semble ainsi se dérouler en plusieurs étapes successives : une première étape rapide correspondant au transfert des ions depuis la solution vers la surface externe du biosorbant, suivie d'une étape plus lente liée à leur diffusion à l'intérieur de la structure poreuse de *Pleurotus ostreatus,* avant l'établissement de l'équilibre d'adsorption.

Ces observations indiquent que le mécanisme de biosorption est complexe et résulte de la combinaison de phénomènes de transfert de matière et d'interactions entre les ions métalliques et les groupements fonctionnels présents à la surface du biosorbant. Ainsi, la diffusion intraparticulaire ne constitue pas l'unique facteur limitant de la vitesse d'adsorption du plomb.

- **Diffusion intraparticulaire non- linéaire**

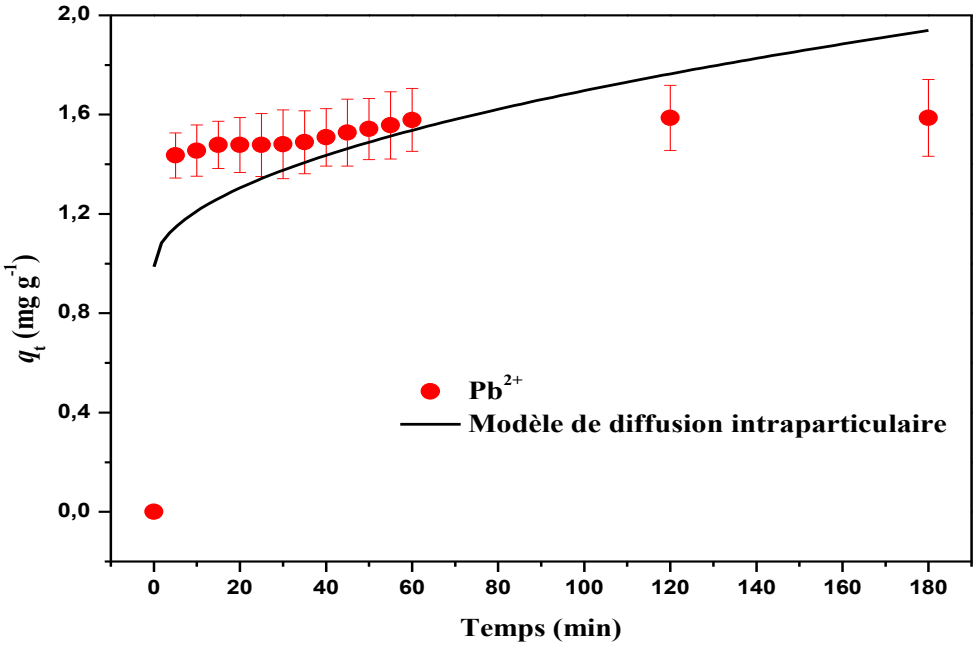


Figure 24 : Cinétique de biosorption du Plomb (Pb) par *Pleurotus ostreatus* selon le modèle de diffusion intraparticulaire de Weber et Morris non- linéaire.

La Figure 24 montre l'ajustement des données expérimentales au modèle non linéaire de diffusion intraparticulaire de Weber et Morris. L'évolution de la capacité d'adsorption révèle une augmentation rapide de q_t au début du contact entre le biosorbant et la solution contenant les ions Pb^{2+}. Cette phase initiale rapide est attribuée à la disponibilité d'un grand nombre de sites actifs libres ainsi qu'à un gradient de concentration élevé favorisant le transfert des ions vers la surface du biosorbant.

Après cette étape, la vitesse d'adsorption diminue progressivement et la courbe tend vers un plateau correspondant à l'atteinte de l'équilibre.

Ce ralentissement est dû à la saturation progressive des sites actifs ainsi qu'à la diminution de la concentration des ions métalliques en solution. À ce stade, le transfert des ions vers les régions internes du biosorbant devient plus difficile, ce qui explique la réduction de la vitesse de biosorption.

L'ajustement du modèle non linéaire met également en évidence que les valeurs calculées ne reproduisent pas parfaitement l'ensemble des points expérimentaux, notamment aux temps les plus élevés.

Cette différence suggère que la diffusion intraparticulaire n'est pas le seul mécanisme responsable de l'adsorption du plomb.

En effet, la cinétique observée résulte probablement de l'action combinée de plusieurs phénomènes, notamment la diffusion à travers la couche limite, la diffusion dans les pores et les interactions physicochimiques entre les ions Pb^{2+} et les fonctions chimiques présentes à la surface de la biomasse (groupements hydroxyle, carboxyle, amine, etc.).

L'ensemble des résultats obtenus à partir des modèles linéaire et non linéaire de Weber et Morris confirme que la diffusion intraparticulaire participe au processus de biosorption sans en constituer l'unique étape limitante. Cette conclusion est renforcée par les résultats du modèle pseudo-second ordre, qui a montré un excellent ajustement des données expérimentales et suggère que la chimio-sorption joue un rôle prépondérant dans la fixation des ions Pb^{2+} sur la biomasse de *Pleurotus ostreatus*. Ainsi, la biosorption du plomb apparaît comme un mécanisme multiforme impliquant à la fois des phénomènes de diffusion et des interactions chimiques de surface.

La comparaison des résultats obtenus avec *Pleurotus ostreatus* dans la présente étude et ceux rapportés pour *Pleurotus mutilus* montre que les deux biosorbants présentent un comportement similaire selon le modèle de diffusion intraparticulaire de Weber et Morris, avec une augmentation rapide de la quantité adsorbée suivie d'un palier correspondant à l'atteinte de l'équilibre.

Toutefois, *Pleurotus ostreatus* se distingue par une capacité de biosorption plus élevée, atteignant environ 15,5 mg/g, alors que la valeur observée pour *Pleurotus mutilus* est d'environ 13 mg/g. Cette différence traduit une meilleure affinité de *Pleurotus ostreatus* envers les ions Pb^{2+}, probablement en raison d'une plus grande disponibilité ou réactivité des groupements fonctionnels présents à la surface de la biomasse.

Par ailleurs, dans les deux études, la droite du modèle ne passe pas par l'origine, ce qui indique que la diffusion intraparticulaire n'est pas la seule étape contrôlant le processus de biosorption et que des phénomènes de transfert de matière à travers la couche limite externe interviennent également.

Ainsi, les résultats obtenus confirment que *Pleurotus ostreatus* constitue un biosorbant plus performant que *Pleurotus mutilus* pour l'élimination du plomb en solution aqueuse dans les conditions expérimentales étudiées.

4.2.Taux d'élimination, du cuivre

La figure 20 représente les résultats de cinétique de biosorption du cuivre

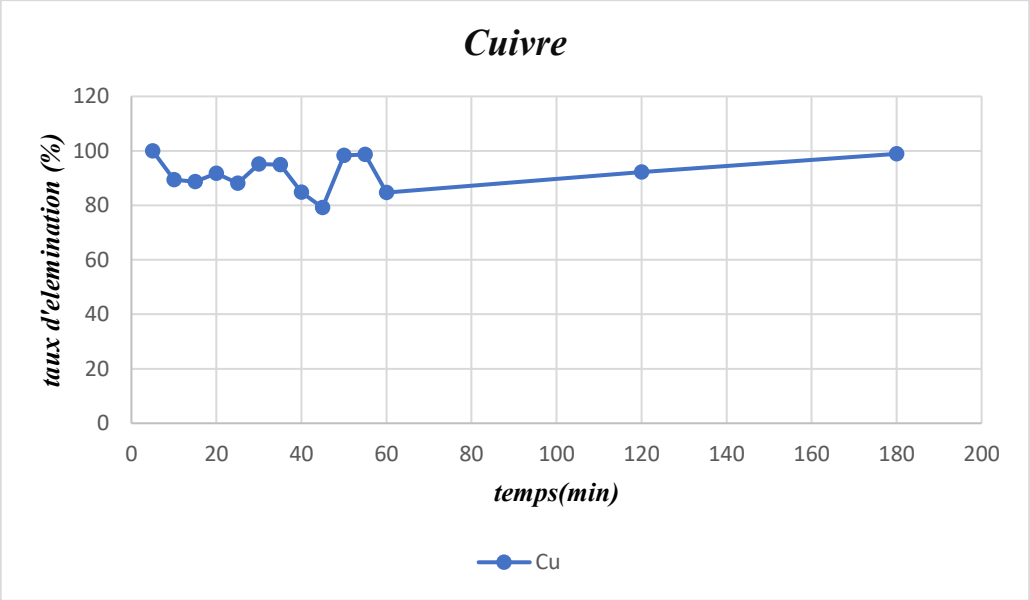


Figure 25 : : Evolution du taux d'élimination du cuivre en fonction du temps de contact

L'analyse du graphe du taux d'élimination du cuivre (Cu^{2+}) montre que la biosorption par la biomasse de *Pleurotus ostreatus* évolue en trois phases distinctes. Une première phase rapide est observée au début de l'expérience, caractérisée par une augmentation importante du taux d'élimination. Cette évolution s'explique par la disponibilité d'un grand nombre de sites actifs libres à la surface du biosorbant, favorisant la fixation des ions Cu^{2+}.

Dans une deuxième phase, l'augmentation du taux d'élimination devient plus lente en raison de l'occupation progressive des sites de biosorption et de la diminution de la concentration des ions métalliques en solution. Le transfert des ions vers les sites restants devient alors plus difficile, ce qui ralentit le processus.

Enfin, la courbe atteint un plateau correspondant à l'équilibre de biosorption. À ce stade, la majorité des sites actifs sont saturés et le taux d'élimination devient pratiquement constant malgré l'augmentation du temps de contact. Le rendement élevé obtenu à l'équilibre témoigne de la forte capacité de rétention de la biomasse fongique vis-à-vis des ions Cu^{2+}.

Ces résultats montrent que *Pleurotus ostreatus* possède une bonne affinité pour le cuivre et peut être considéré comme un biosorbant efficace pour le traitement des effluents industriels contaminés par ce métal lourd. L'augmentation rapide du rendement suivie de l'atteinte de l'équilibre confirme l'efficacité du processus de biosorption et l'importance des groupements fonctionnels présents à la surface de la biomasse dans la fixation des ions métalliques.

4.2.1. **Pseudo -premier ordre (PFO)**

- **Pseudo -premier ordre linéaire (PFO)**

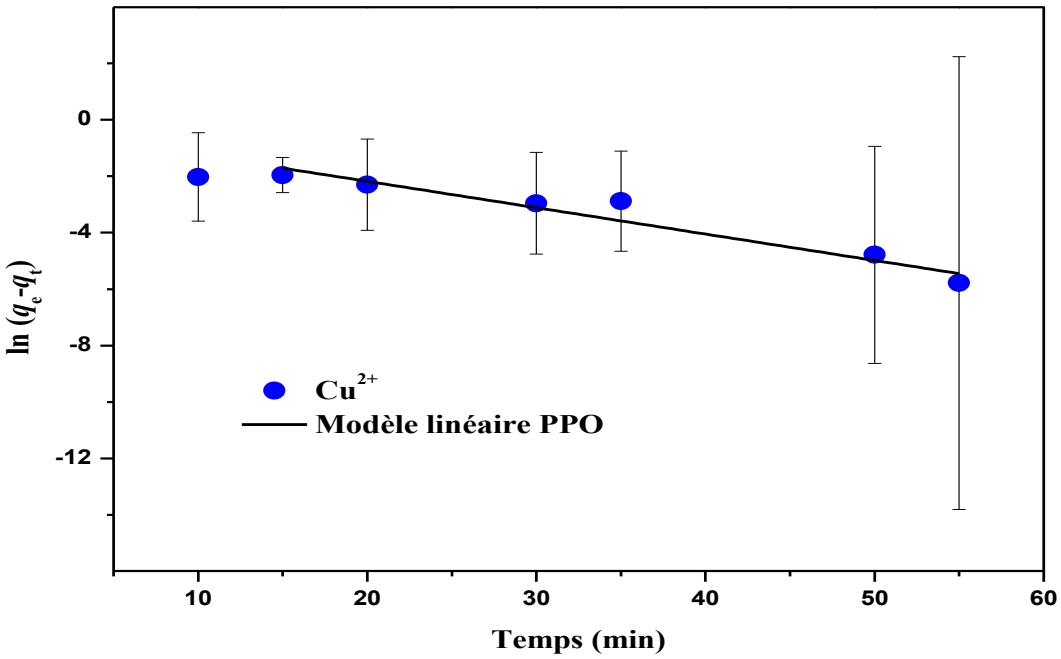


Figure 26 : Cinétique pseudo-premier ordre linéaire (PFO) pour l'adsorption du Cu^{2+}

Cette figure représente la variation de ln(qe−qt) en fonction du temps selon la forme linéarisée du modèle cinétique de pseudo-premier ordre. Les points expérimentaux montrent une tendance décroissante avec l'augmentation du temps de contact, ce qui traduit la diminution progressive de la quantité de Cu^{2+} restant à adsorber au fur et à mesure que les sites actifs de la biomasse sont occupés. Toutefois, une certaine dispersion des points est observée, particulièrement aux temps de contact élevés, indiquant que l'ajustement linéaire ne décrit pas parfaitement l'ensemble des données expérimentales.

Les paramètres obtenus à partir de la régression linéaire sont une pente de −0,09345, une ordonnée à l'origine de −0,31195, un coefficient de détermination ajusté (R^2 ajusté) de 0,88923 et un coefficient de corrélation de Pearson (r) de −0,96237. La valeur de la pente permet de déterminer une constante de vitesse k_1 égale à 0,09345 min^{-1}. La valeur élevée du coefficient de corrélation indique l'existence d'une forte relation linéaire négative entre ln(qe−qt) et le temps, tandis que le R^2 ajusté montre que le modèle explique environ 88,92 %

de la variation observée. Néanmoins, cette valeur demeure inférieure à celle obtenue avec la forme non linéaire du modèle de pseudo-premier ordre (R^2 ajusté = 0,99129), ce qui suggère une perte d'information liée à la transformation linéaire des données.

L'adsorption du Cu^{2+} est rapide durant les premières minutes de contact, puis ralentit progressivement jusqu'à l'atteinte de l'équilibre vers 30 à 35 minutes. Cette évolution peut être attribuée à la disponibilité initiale d'un grand nombre de sites actifs à la surface du biosorbant, suivie de leur saturation progressive au cours du temps. La comparaison des résultats obtenus montre que, bien que le modèle linéarisé présente une corrélation satisfaisante avec les données expérimentales, son ajustement reste moins performant que celui du modèle non linéaire. Ainsi, le modèle de pseudo-premier ordre sous sa forme non linéaire apparaît comme le plus approprié pour décrire la cinétique de biosorption des ions Cu^{2+} par la biomasse étudiée.

- **Pseudo -premier ordre non- linéaire (PFO)**

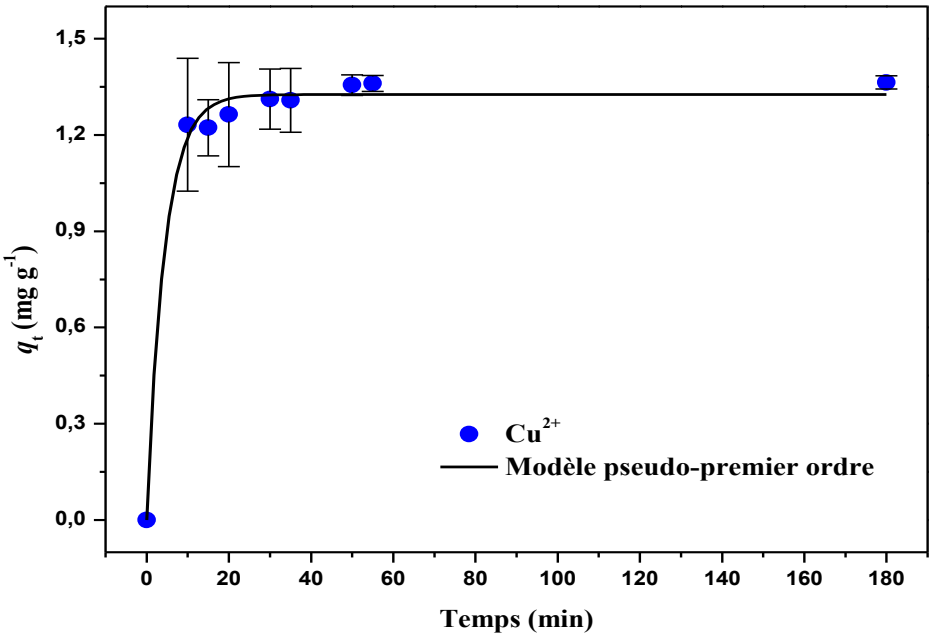


Figure 27 : Cénitique du modèle pseudo-premier ordre non linéaire (PFO) pour l'adsorption du Cu^{2+}

L'application du modèle cinétique de pseudo-premier ordre (PFO) à la biosorption des ions Cu^{2+} a permis d'obtenir un excellent ajustement des données expérimentales. Les paramètres cinétiques déterminés par la forme non linéaire du modèle sont une capacité d'adsorption à l'équilibre calculée de qe = 1,32555 mg g^{-1}, une constante de vitesse k_1 = 0,22969 min^{-1} et un coefficient de détermination ajusté élevé (R^2 ajusté = 0,99129). Cette valeur de R^2 ajusté traduit une très bonne concordance entre les données expérimentales et les valeurs prédites

par le modèle, indiquant que celui-ci décrit fidèlement la cinétique de biosorption du Cu^{2+} sur l'ensemble de la durée de l'expérience.

La valeur relativement élevée de la constante cinétique k_1 montre que la fixation des ions Cu^{2+} sur la biomasse est rapide, particulièrement au début du processus.

Cette vitesse élevée de biosorption peut être attribuée à la disponibilité d'un grand nombre de sites actifs à la surface du biosorbant durant les premières minutes de contact. À mesure que ces sites sont occupés par les ions métalliques, la vitesse de biosorption diminue progressivement jusqu'à l'établissement de l'équilibre.

Les résultats obtenus mettent en évidence la bonne aptitude du modèle PFO non linéaire à décrire la biosorption du Cu^{2+}. En effet, la capacité d'adsorption calculée à l'équilibre :

(qe = 1,32555mg. g^{-1}) est très proche de la capacité expérimentale (qe = 1,38 mg. g^{-1})

Cette forte concordance confirme la validité du modèle et indique qu'il reproduit correctement le comportement expérimental du système étudié. La faible différence entre les valeurs expérimentales et calculées, ainsi que la superposition satisfaisante de la courbe théorique avec les points expérimentaux, témoignent de la qualité de l'ajustement.

La comparaison avec la forme linéarisée du modèle de pseudo-premier ordre met en évidence la supériorité de l'approche non linéaire.

En effet, le modèle linéaire présente un coefficient de détermination ajusté plus faible (R^2 ajusté = 0,88923) ainsi qu'une capacité d'adsorption calculée (qe = 0,732 mg g^{-1}) nettement inférieure à la valeur expérimentale (qe = 1,38 mg g^{-1}).

Cette différence importante montre que la linéarisation entraîne une perte d'information et une diminution de la précision des paramètres cinétiques estimés. À l'inverse, le modèle PFO non linéaire présente une excellente concordance entre les capacités d'adsorption expérimentale et calculée ainsi qu'une qualité d'ajustement nettement supérieure.

Ces résultats démontrent que le modèle de pseudo-premier ordre non linéaire décrit efficacement la cinétique de biosorption du Cu^{2+} par la biomasse étudiée.

Ils suggèrent que la vitesse du processus est principalement contrôlée par l'occupation progressive des sites actifs disponibles à la surface du biosorbant.

Toutefois, bien que ce modèle représente correctement l'évolution cinétique de la biosorption, il ne permet pas à lui seul de déterminer avec certitude la nature physique ou chimique des interactions impliquées dans le mécanisme de fixation des ions Cu^{2+}.

4.2.2 Pseudo-seconde ordre

- **Pseudo-seconde ordre linéaire (PSO)**

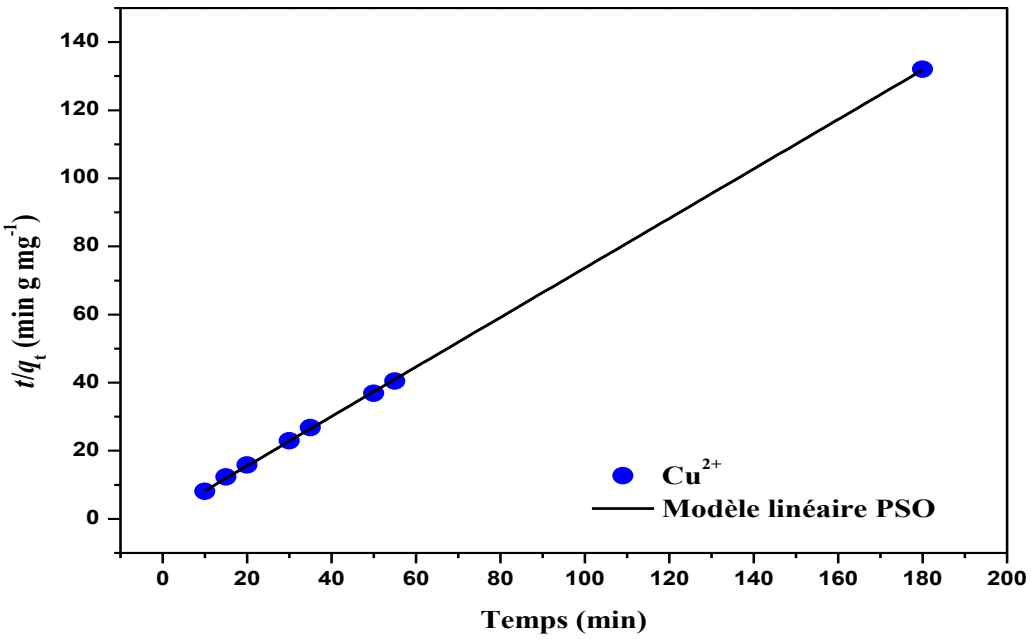


Figure 28 : cinétique du modèle pseudo-premier ordre linéaire (PFO) pour l'adsorption du Cu^{2+}

La variation de t/qt en fonction du temps selon la forme linéarisée du modèle de pseudo-second ordre montre une augmentation régulière et quasi parfaitement linéaire des valeurs expérimentales avec le temps de contact.

Les points expérimentaux sont étroitement regroupés autour de la droite de régression, ce qui témoigne d'une excellente concordance entre les données expérimentales et le modèle. Cette forte linéarité indique que le modèle de pseudo-second ordre décrit avec une grande précision la cinétique de biosorption du Cu^{2+} sur l'ensemble de la durée de l'expérience.

Les paramètres obtenus à partir de la régression linéaire sont une pente de 0,72682, une ordonnée à l'origine de 1,01503, un coefficient de détermination ajusté (R^2 ajusté) de 0,99991 et un coefficient de corrélation de Pearson (r) de 0,99996.

La valeur extrêmement élevée du coefficient de corrélation traduit une relation linéaire quasi parfaite entre t/qt et le temps. À partir de la pente, la capacité de biosorption à l'équilibre calculée est de ($q_{e,cal}$ = 1,376 mg g^{-1}), tandis que l'ordonnée à l'origine permet de calculer une constante cinétique k_2 = 0,521 mg. g^{-1}. min^{-1}.

La très grande proximité entre la capacité calculée (1,376 mg g^{-1}) et la capacité expérimentale (1,38 mg g^{-1}) met en évidence l'excellente aptitude du modèle à reproduire les résultats expérimentaux.

La valeur relativement élevée de la constante cinétique $\mathbf{k_2}$ indique que la biosorption des ions Cu^{2+} est rapide, particulièrement durant les premières minutes de contact où les sites actifs

disponibles à la surface du biosorbant sont nombreux. Au fur et à mesure de l'occupation de ces sites, la vitesse de biosorption diminue progressivement jusqu'à l'établissement de l'équilibre vers 30 à 35 minutes. Cette évolution confirme la forte affinité du biosorbant pour les ions Cu^{2+} ainsi que l'efficacité du processus de fixation.

La comparaison entre les valeurs expérimentales et calculées montre une concordance remarquable, avec un écart inférieur à 1 % entre qe_{exp}= 1,38 mg g^{-1} et qe_{cal} = 1,376 mg. $\mathbf{g^{-1}}$. De plus, le coefficient de détermination ajusté obtenu pour le modèle linéaire (R^2 ajusté=0,99991) est légèrement supérieur à celui du modèle non linéaire (R^2 ajusté = 0,99758).

Cette différence, bien que faible, indique que la forme linéarisée du modèle de pseudo-second ordre fournit dans ce cas un ajustement statistique encore meilleur que la forme non linéaire. La faible dispersion des points expérimentaux autour de la droite de régression confirme également la robustesse et la précision du modèle.

Par conséquent, le modèle de pseudo-second ordre linéaire apparaît comme le modèle le plus approprié pour décrire la cinétique de biosorption du Cu^{2+} par la biomasse étudiée. La très forte concordance entre les valeurs expérimentales et calculées ainsi que l'excellente qualité de l'ajustement suggèrent que le processus de biosorption est principalement gouverné par des interactions entre les ions Cu^{2+} et les sites actifs présents à la surface du biosorbant.

Cette observation est généralement associée à un mécanisme de chimisorption, impliquant des interactions chimiques entre les ions métalliques et les groupements fonctionnels de la biomasse.

- **Pseudo-seconde ordre non- linéaire (PSO)**

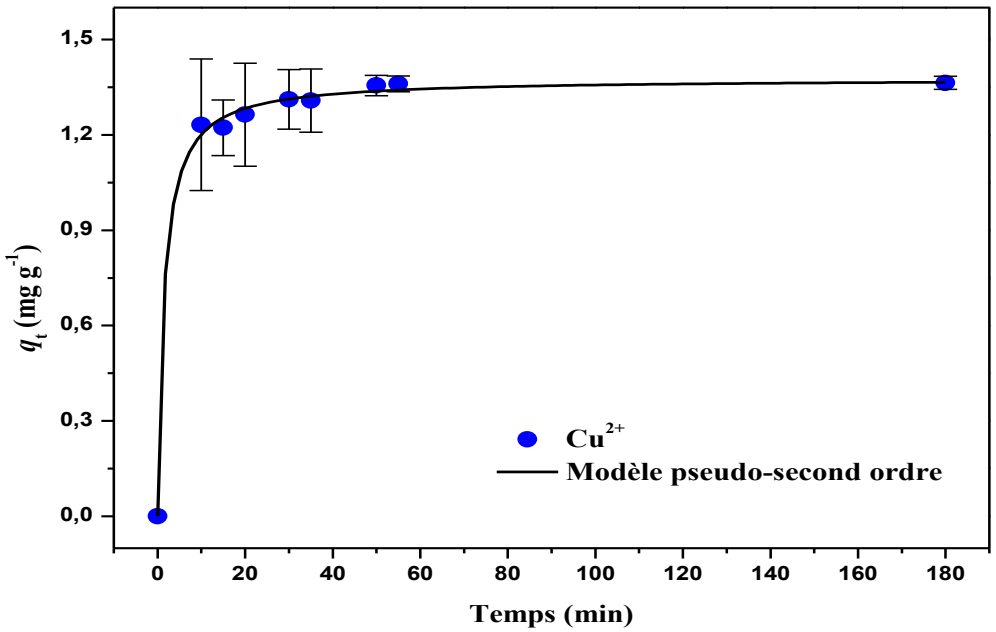


Figure 29 *:* Analyse du modèle pseudo-second ordre non linéaire (PSO) pour l'adsorption du Cu^{2+}

L'application du modèle cinétique de pseudo-second ordre (PSO) non linéaire à la biosorption des ions Cu^{2+} a permis d'obtenir un excellent ajustement des données expérimentales. La Figure représente l'évolution de la capacité d'adsorption qt en fonction du temps ainsi que la courbe d'ajustement du modèle PSO non linéaire.

On observe une augmentation rapide de qt durant les premières minutes de contact, suivie d'une stabilisation progressive jusqu'à l'atteinte d'un plateau voisin de 1,37641 mg g^{-1}, indiquant l'établissement de l'équilibre d'adsorption.

La courbe théorique présente une forte superposition avec les points expérimentaux, ce qui traduit une très bonne concordance entre le modèle et les résultats obtenus.

Les paramètres cinétiques obtenus par ajustement sont une capacité d'adsorption à l'équilibre qe = 1,37641 mg g^{-1}, une constante cinétique k_2 = 0,49708 min^{-1}, un coefficient de détermination ajusté (R^2 ajusté) de 0,99758 et une valeur de χ^2 égale à $4{,}61926 \times 10^{-4}$. La valeur élevée du R^2 ajusté associée à la très faible valeur du χ^2 confirme que le modèle décrit avec une grande précision la cinétique de biosorption du Cu^{2+}.

La constante cinétique k_2 relativement élevée indique une vitesse importante de fixation des ions Cu^{2+} sur la biomasse, particulièrement durant les premières minutes de contact, période durant laquelle de nombreux sites actifs sont disponibles à la surface du biosorbant.

L'équilibre est atteint après environ 30 à 35 minutes, et la majorité de la capacité d'adsorption est déjà réalisée au cours des premières minutes, ce qui traduit une cinétique rapide et efficace. Cette évolution confirme la forte affinité entre les ions Cu^{2+} et les sites actifs présents à la surface de la biomasse fongique.

La comparaison entre les valeurs expérimentales et calculées montre une excellente concordance, la capacité expérimentale étant très proche de la valeur prédite par le modèle. Cette superposition entre la courbe théorique et les données expérimentales confirme la validité du modèle pseudo-second ordre non linéaire pour décrire la cinétique de biosorption du Cu^{2+}.

Ainsi, ce modèle apparaît comme particulièrement adapté pour représenter le comportement cinétique du système étudié et suggère que le processus de biosorption est principalement contrôlé par des interactions entre les ions métalliques et les sites actifs de la biomasse.

Les résultats obtenus montrent que le modèle de pseudo-second ordre (PSO) décrit mieux la biosorption du Cu^{2+} par *Pleurotus ostreatus* que le modèle de pseudo-premier ordre (PFO). (Bayramoğlu et *al.*2010) lors de l'étude de l'élimination du cuivre par la biomasse d'*Agaricus bisporus*. Les auteurs ont appliqué les modèles cinétiques de pseudo-premier ordre et de pseudo-second ordre et ont conclu que le modèle PSO présentait le meilleur ajustement des données expérimentales. Cette similitude suggère que le mécanisme de biosorption du cuivre par les biomasses fongiques est principalement régi par les interactions entre les ions métalliques et les groupements fonctionnels présents à la surface des cellules fongiques. Ainsi, les résultats obtenus confirment l'efficacité de *Pleurotus ostreatus* comme biosorbant potentiel pour l'élimination du cuivre en milieu aqueux.

- **Comparaison entre les modèles PFO et PSO et choix du modèle optimal**

La signification des modèles cinétiques appliqués à la biosorption des ions Cu^{2+} permet de mieux comprendre le mécanisme contrôlant le processus d'adsorption. Le modèle de pseudo-premier ordre (PFO) repose sur l'hypothèse selon laquelle la vitesse d'adsorption est proportionnelle au nombre de sites actifs libres disponibles à la surface de l'adsorbant. Ce modèle est généralement associé à des phénomènes de type physique (physisorption), où les interactions entre les ions métalliques et la surface du biosorbant sont relativement faibles et réversibles.

En revanche, le modèle de pseudo-second ordre (PSO) considère que la vitesse d'adsorption dépend de la disponibilité des sites actifs et implique des interactions plus fortes entre l'adsorbat et l'adsorbant. Il est souvent associé à un mécanisme de chimisorption, impliquant des échanges ou des partages d'électrons entre les ions Cu^{2+} et les groupements fonctionnels présents à la surface de la biomasse.

La comparaison entre les deux modèles montre une nette supériorité du modèle PSO pour la description de la cinétique d'adsorption du Cu^{2+}. En effet, le modèle PFO présente des valeurs de coefficient de détermination plus faibles et une représentation moins précise des données expérimentales, notamment dans les formes linéarisées. À l'inverse, le modèle PSO fournit des valeurs de Adj. R^2 très proches de l'unité (supérieures à 0,997), traduisant une excellente adéquation avec les résultats expérimentaux ainsi qu'une meilleure capacité de prédiction du comportement cinétique.

Ainsi, le modèle de pseudo-second ordre apparaît comme le modèle le plus approprié pour décrire la cinétique d'adsorption du Cu^{2+} dans cette étude. Cette supériorité suggère que le mécanisme d'adsorption est principalement contrôlé par des interactions chimiques entre les ions métalliques et les sites actifs de la biomasse, plutôt que par de simples phénomènes physiques de diffusion ou d'occupation des sites.

4.2.2. **Diffusion intraparticulaire de Weber et Morris**

- **Diffusion intraparticulaire linéaire**

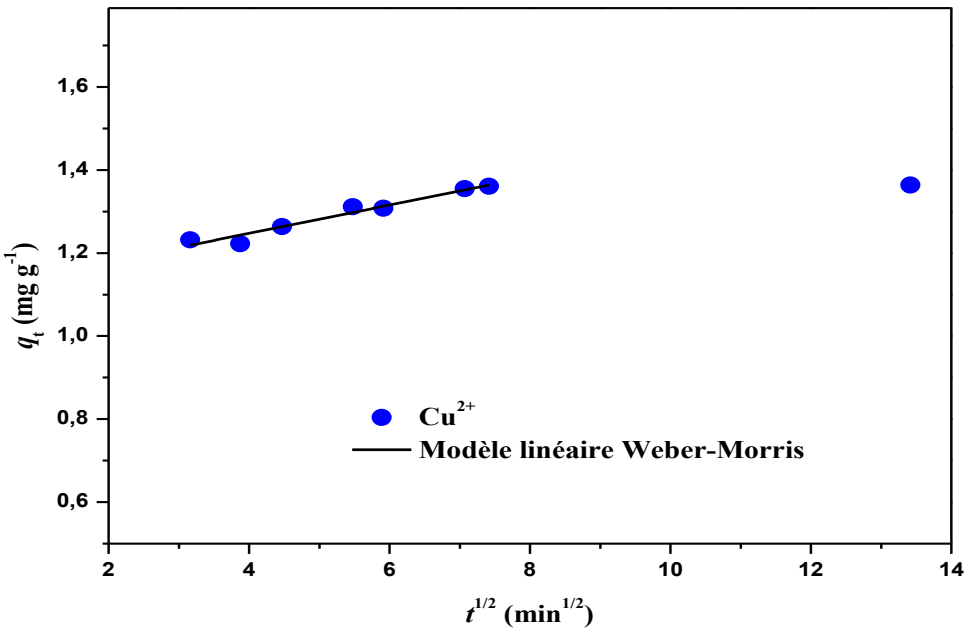


Figure 30 : Analyse du modèle de diffusion intraparticulaire linéaire (Weber-Morris)

L'application de la forme linéarisée du modèle de Weber–Morris montre une meilleure adéquation avec les données expérimentales. La figure représentant qt en fonction de $t^{1/2}$ met en évidence une relation globalement linéaire entre les deux variables, avec une légère déviation aux temps élevés.

Les paramètres obtenus sont une pente de 0,03408 et une ordonnée à l'origine de 1,11109. La bonne linéarité observée sur la première partie de la courbe indique que la diffusion intraparticulaire joue un rôle important durant la phase initiale de la biosorption du Cu^{2+}. Toutefois, la présence d'une ordonnée à l'origine non nulle montre que la diffusion intraparticulaire n'est pas l'unique étape limitante et qu'un effet de couche limite est également présent.

La comparaison entre les valeurs expérimentales et calculées montre que le modèle linéaire décrit mieux le comportement cinétique que le modèle non linéaire, mais il reste moins performant que les modèles de pseudo-ordre pour représenter l'ensemble du processus d'adsorption.

- **Diffusion intraparticulaire non- linéaire**

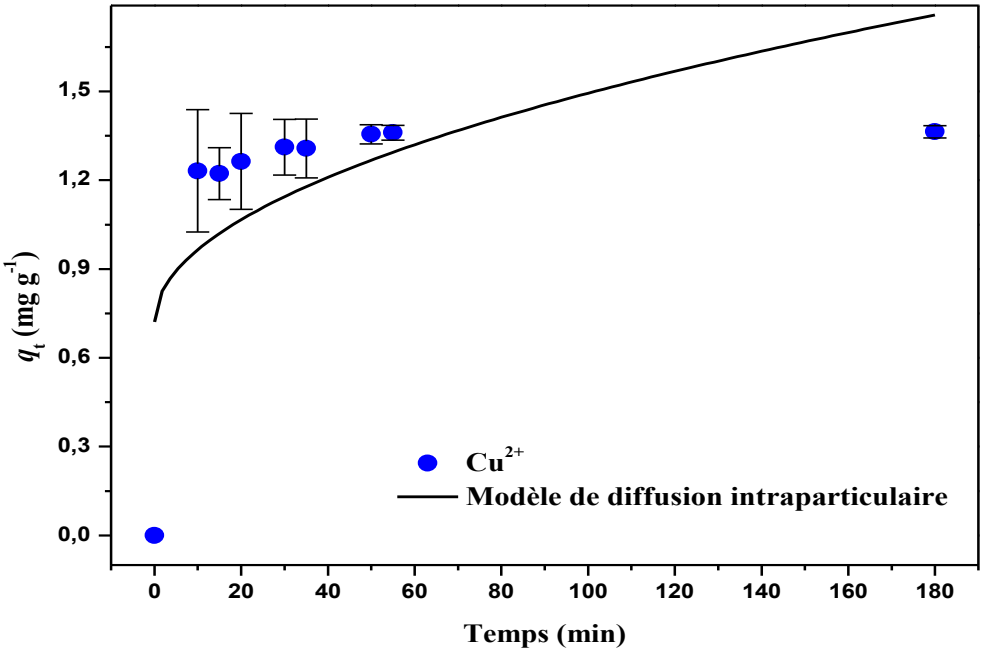


Figure 31 : Analyse du modèle de diffusion intraparticulaire non linéaire (Weber-Morris)

L'application du modèle de diffusion intraparticulaire non linéaire à la biosorption des ions Cu^{2+} a montré une faible adéquation avec les données expérimentales. La figure représente l'évolution de la capacité d'adsorption qt en fonction du temps ainsi que l'ajustement obtenu par le modèle de Weber–Morris non linéaire. On observe une divergence entre la courbe théorique et les points expérimentaux, notamment aux temps élevés où le modèle tend à surestimer la capacité d'adsorption. Cet écart montre que ce modèle ne décrit pas correctement la cinétique globale de biosorption du Cu^{2+}.

Les paramètres cinétiques obtenus sont Kid = 0,07733 mg g^{-1} $min^{-½}$ et C = 0,72073 mg g^{-1}. La comparaison entre les valeurs expérimentales et calculées montre une divergence importante, ce qui confirme que le modèle non linéaire de diffusion intraparticulaire n'est pas adapté pour représenter le comportement cinétique du Cu^{2+}. La courbe théorique ne parvient pas à reproduire la phase de plateau observée expérimentalement, ce qui indique que la diffusion intraparticulaire ne constitue pas le seul mécanisme contrôlant la biosorption.

4.3.Analyse globale des résultats

L'étude de la biosorption des ions Pb^{2+} et Cu^{2+} par la biomasse fongique de *Pleurotus ostreatus* a montré une augmentation rapide du taux d'élimination au début de l'expérience, suivie d'une stabilisation correspondant à l'atteinte de l'équilibre. Cette évolution traduit la disponibilité initiale d'un grand nombre de sites actifs à la surface du biosorbant, puis leur saturation progressive au cours du temps.

L'analyse des modèles cinétiques a révélé que le modèle de pseudo-premier ordre (PFO) ne décrit pas correctement la biosorption des métaux étudiés, en raison des écarts observés entre les capacités d'adsorption calculées et expérimentales. En revanche, le modèle de pseudo-second ordre (PSO), sous ses formes linéaire et non linéaire, présente les meilleurs coefficients de corrélation ainsi qu'une bonne concordance entre les valeurs théoriques et expérimentales.

Ces résultats indiquent que le processus de biosorption est principalement gouverné par des interactions chimiques entre les ions métalliques et les groupements fonctionnels de la biomasse.

Par ailleurs, l'application du modèle de diffusion intraparticulaire de Weber et Morris montre que les droites obtenues ne passent pas par l'origine, ce qui indique que la diffusion intraparticulaire n'est pas l'unique étape limitante du phénomène. La biosorption est donc contrôlée par plusieurs mécanismes successifs, incluant la diffusion externe, la diffusion intraparticulaire et la fixation sur les sites actifs.

La comparaison entre les modèles linéaires et non linéaires confirme que les modèles non linéaires permettent généralement une meilleure estimation des paramètres cinétiques. Toutefois, dans certains cas, le modèle PSO linéaire présente également un excellent ajustement aux données expérimentales.

Dans l'ensemble, les résultats obtenus démontrent que *Pleurotus ostreatus* possède une forte capacité de biosorption vis-à-vis des ions Pb^{2+} et Cu^{2+}. Le modèle de pseudo-second ordre apparaît comme le modèle le plus approprié pour décrire la cinétique d'adsorption, tandis que le modèle de Weber et Morris met en évidence la complexité du mécanisme de transfert de masse impliqué dans le processus de biosorption.



CONCLUSION



CONCULSION

La contamination des ressources hydriques par les métaux lourds constitue aujourd'hui l'un des principaux défis environnementaux à l'échelle mondiale. En raison de leur toxicité élevée, de leur caractère non biodégradable et de leur capacité à s'accumuler dans les organismes vivants, ces contaminants représentent un risque majeur pour les écosystèmes aquatiques ainsi que pour la santé humaine. Les effluents industriels, notamment ceux issus des industries textiles, métallurgiques et chimiques, figurent parmi les principales sources de rejet de ces polluants dans l'environnement. Face aux limites des méthodes conventionnelles de traitement, telles que la précipitation chimique, l'échange d'ions ou l'osmose inverse, la recherche s'oriente de plus en plus vers des technologies biologiques plus durables, moins coûteuses et respectueuses de l'environnement.

Dans ce contexte, le présent travail a porté sur l'évaluation de la capacité de biosorption de la biomasse fongique morte de *Pleurotus ostreatus* pour l'élimination des métaux lourds présents dans les effluents industriels de l'usine Tayal de Relizane. Le choix de cette espèce fongique repose sur plusieurs caractéristiques favorables, notamment sa disponibilité, sa facilité de culture, son faible coût de production ainsi que la richesse de sa paroi cellulaire en composés fonctionnels tels que les groupements hydroxyles (-OH), carboxyles (-COOH) et aminés ($-NH_2$), connus pour leur aptitude à fixer les ions métalliques.

Afin d'atteindre cet objectif, une biomasse fongique a été produite, récoltée puis transformée en poudre fine utilisée comme biosorbant. Les essais expérimentaux ont été réalisés dans des conditions contrôlées de pH, de température et de temps de contact. Les concentrations résiduelles des métaux ont été déterminées par spectrométrie d'absorption atomique, permettant ainsi de suivre l'évolution du processus de biosorption au cours du temps.

Les résultats obtenus ont démontré l'efficacité de la biomasse de *Pleurotus ostreatus* dans l'élimination des ions métalliques présents dans l'effluent étudié. Concernant le plomb, le taux d'élimination a augmenté rapidement durant les premières minutes de contact avant d'atteindre un plateau correspondant à l'équilibre de biosorption. Cette évolution met en évidence une forte affinité entre les ions métalliques et les sites actifs présents à la surface de la biomasse fongique. Le phénomène observé confirme que la biosorption est principalement contrôlée par la disponibilité des sites de fixation ainsi que par le gradient de concentration entre la solution et le biosorbant.

Les résultats obtenus pour le cuivre montrent également une capacité importante d'élimination, confirmant le potentiel de *Pleurotus ostreatus* pour le traitement des eaux contaminées par différents métaux lourds. Cette efficacité peut être expliquée par les interactions physicochimiques qui s'établissent entre les ions métalliques et les groupements

fonctionnels de la paroi fongique à travers différents mécanismes tels que l'adsorption de surface, l'échange ionique et la complexation.

L'ensemble des résultats confirme ainsi que la biomasse morte de *Pleurotus ostreatus* constitue un biosorbant performant, économique et écologique pouvant être valorisé dans les procédés de dépollution des effluents industriels. Cette approche présente l'avantage d'utiliser un matériau biologique abondant et renouvelable, capable d'assurer une réduction significative de la charge métallique sans recours à des produits chimiques coûteux ou à des équipements complexes.

Cependant, malgré les résultats encourageants obtenus dans cette étude, certaines limites doivent être prises en considération. Les essais ont été réalisés sur un nombre limité de paramètres opératoires et dans des conditions expérimentales spécifiques. Il serait donc pertinent d'approfondir les recherches en étudiant l'influence d'autres facteurs tels que la concentration initiale des métaux, la granulométrie du biosorbant, la température, le pH optimal ainsi que les phénomènes de compétition entre différents ions métalliques présents simultanément dans les effluents ordinaires.

Enfin, il serait intéressant d'évaluer les possibilités de régénération et de réutilisation de la biomasse après saturation, ainsi que son application dans des systèmes continus à l'échelle pilote ou industrielle. Ces investigations permettraient de mieux apprécier la faisabilité économique et environnementale de cette technologie dans le cadre d'une gestion durable des ressources en eau.

En conclusion, cette étude démontre que *Pleurotus ostreatus* possède un fort potentiel pour la biosorption des métaux lourds contenus dans les effluents industriels. Les résultats obtenus ouvrent des perspectives prometteuses pour le développement de procédés innovants de bioremédiation capables de contribuer efficacement à la protection de l'environnement et à la préservation de la qualité des ressources hydriques.

LES RÉFÉRANCES BIBLIOGRAPHIQUES

Références

- Abijah, A. T., & Tettey, E. (s. d.). *Water pollution and public health: The role of school-based environmental education in mitigating waterborne diseases*. Dans T. R. Zolnikov & R. C. Brears (Éds.), *The Palgrave Handbook of Ecosystems and Wellbeing*. Palgrave Macmillan.
- Akpasi, S. O., Anekwe, I. M. S., Tetteh, E. K., Amune, U. O., Shoyiga, H. O., Mahlangu, T. P., Kiambi, S. L., et al. (2023). Mycoremediation as a potentially promising technology: Current status and prospects. *Applied Sciences, 13*(8), 4978. https://doi.org/10.3390/app13084978
- Barrech, D., Ali, I., & Tareen, M. (2018). A review on mycoremediation—The fungal bioremediation. *Pure and Applied Biology, 7*(1), 343–348.
- Behanzin, G. J., Adjou, E. S., Yessoufou, A. G., Dahouenon Ahoussi, E., & Sezan, A. (2014). Effet des sels de métaux lourds (chlorure de cobalt et chlorure de mercure) sur l'activité des hépatocytes. *Journal of Applied Biosciences, 83*, 7499–7505.
- Benabderrahmane, M. O. (2006). *Biosorption du plomb sur une biomasse (Pleurotus mutilus)* [Mémoire d'ingénieur]. École Nationale Polytechnique, Alger.
- Daâssi, D., Bouassida, M., Almaghrabi, F., & Chamkha, M. (2021). Mycoremediation: An innovative and sustainable approach. Dans W. M. Abd El-Rahim (Éd.), *Bioremediation for Environmental Sustainability*. IntechOpen.
- Das, S. (2023). *An Introduction to Water Quality Science: Significance and Measurement Protocols*. Springer.
- Dasgupta, D., Barman, S., Sarkar, J., Mridha, D., Labrousse, P., Roychowdhury, T., Acharya, K., Sarkar, J., & Chakraborty, N. (2026). Mycoremediation of different wastewater toxicants and its prospects in developing value-added products: A review. *Journal of Water Process Engineering*. Elsevier.
- Head, I. M. (1998). Bioremediation: Towards a credible technology. *Microbiology, 144*(3), 599–608.
- Kulshreshtha, S., Mathur, N., & Bhatnagar, P. (2014). Mushroom as a product and their role in mycoremediation. *AMB Express, 4*, 29.
- Mahmud, M. N., Al Kafi, A., Sharmin, S., Muniza, N. T., Tahara, T., Raidah, R., Batool, R., & Islam, M. M. (2026). Phytoremediation of contaminated soils: Current trends and future prospects. *Earth Critical Zone, 3*.

- Mishra, S., Huang, Y., Li, J., Wu, X., Zhou, Z., Lei, Q., Bhatt, P., & Chen, S. (2022). Biofilm-mediated bioremediation is a powerful tool for the removal of environmental pollutants. *Chemosphere, 294*, 133609.
- Mitra, D., Mohana Priya, E., Uma, E., & Mitra, D. (2025). Preliminary assessment of domestic well water quality and heavy metal. *Cleaner Water, 4*, 100177.
- Murmu, K., Sarkar, A., Murmu, S., & Saha, S. (2026). Nutrient cycling and mechanisms. Dans C. M. Hussain, N. Srivastava, & G. Hussain (Éds.), *Fungi in Wastewater Treatment* (Vol. 1). Springer Water.
- Neera, R.-A., Hasan, H., Chowdhury, K. M. A., & Rahman, M. S. (2026). Heavy metal contamination and health risks in the Karnaphuli River Estuary, Bangladesh: Insights from surface and deep water. *Regional Studies in Marine Science, 98*.
- Olawoyin, D. C., Obayomi, O. V., Mustapha, L. S., & Obayomi, K. S. (2026). Bioremediation of contaminated soil: Sustainable strategies and emerging technologies. *Sustainable Chemistry for Climate Action*. Elsevier.
- Pattnaik, B. K., Sahoo, B. P., & Behera, R. (2026). Advances in mycoremediation: Effective strategies for heavy metal removal from wastewater. Dans C. M. Hussain, N. Srivastava, & G. Hussain (Éds.), *Fungi in Wastewater Treatment* (Vol. 1). Springer Water.
- Ramkumar, M. K., Preeti, K., Varuna, K., Shah, M. P., & Senthil Kumar, S. (2020). Heavy metal pollution: An insight towards its infiltration, impact and remediation. Dans A. Singh, S. Srivastava, D. Rathore, & D. Pant (Éds.), *Environmental Microbiology and Biotechnology* (Vol. 1). Springer.
- Raskin, I., Kumar, P. B. A. N., Dushenkov, S., & Salt, D. E. (1994). Bioconcentration of heavy metals by plants. *Current Opinion in Biotechnology, 5*(3), 285–290.
- Seroka, N. S., Visser, E. D., September, L. A., Mashele, A., Mojapelo, N. A., & Khotseng, L. (2026). Introduction to fungi in wastewater treatment and fundamentals of mycology and wastewater chemistry. Dans C. M. Hussain, N. Srivastava, & G. Hussain (Éds.), *Fungi in Wastewater Treatment* (Vol. 1). Springer Water.
- Sharely, I., Joshi, S., Maan, M., Mudgil, U., Verma, K., Nimble, A., & Saini, A. (2026). Human and ecological burden of pesticide contamination: Toxicological impacts, detection technologies and bioremediation. Elsevier.
- Shourie, A., & Vijayalakshmi, U. (2022). Fungal diversity and its role in mycoremediation. *Geomicrobiology Journal, 39*(3–5), 426–444. https://doi.org/10.1080/01490451.2022.2032883

- Vidal, M. (2001). Bioremediation: An overview. *Pure and Applied Chemistry, 73*(7), 1163–1172.
- Wijesinghe, H., Isurika, W., Thiripuranathar, G., Aththanayake, K., & Ekanayake, S. (2026). Overview of environmental contamination and xenobiotics. Dans A. Roy, S. Pandit, & M. Nandave (Éds.), *Mycoremediation of Xenobiotics: Harnessing Fungi for Environmental Detoxification*. Springer.