



UNIVERSITE
Abdelhamid Ibn Badis
MOSTAGANEM

UNIVERSITE ABDELHAMID IBN BADIS MOSTAGANEM
FACULTE DES SCIENCES ET DE LA TECHNOLOGIE
DEPARTEMENT DE GENIE DES PROCEDES

N° D'ORDRE : D- /2021

THESE

Présentée pour obtenir

LE GRADE DE DOCTORAT EN SCIENCES
SPECIALITE : GENIE DES PROCEDES

Par

KHODJA Habib

**Isolement, identification et Application des
microorganismes dans la bioélimination des
polluants en milieu aqueux**

Soutenue le **30/09/2021** devant le jury composé de :

Président:	MAROUANI Djillali Reda	Pr.	Univ. Mostaganem
Examineur:	CHADLI Rabah	Pr.	Univ. Mostaganem
Examineur:	BENHAMMADI Samia	M.C.A.	U.S.T. Oran
Examineur:	SEGHEIR Abdelkrim	M.C.A.	Univ. Relizane
Dir. de thèse:	AZIZ Abdallah	Professeur	Univ. Mostaganem
Co-Dir. de thèse:	IDDOU Abdelkader	Professeur	Univ. Adrar

Année 2020/2021

Remerciements

Cette thèse a été réalisée au sein du Laboratoire de Valorisation des Matériaux (LVM), Faculté des Sciences et Technologies de l'Université Abdelhamid Ibn Badis de Mostaganem (Algérie).

Tout d'abord, je tiens à exprimer mon énorme reconnaissance à mon directeur de thèse Mr. AZIZ Abdallah, Professeur à l'Université de Mostaganem, pour le temps qu'il a disposé pour finaliser ce travail, je le remercie également pour ses conseils précieux ainsi que ses compétences pour la rédaction de cette thèse.

Qu'il me soit permis de remercier vivement Mr. IDDOU Abdelkader, Professeur à l'Université d'Adrar, d'avoir accepté de codiriger ce travail, ainsi que pour ses critiques constructives qui m'ont permis de mener à bien mon travail.

Je ne saurais oublier la participation active de Mr. AGUEDAL Hakim, maître de conférences à l'université d'Adrar, à l'élaboration de cette thèse, surtout concernant la partie « plan d'expérience ».

J'adresse mes chaleureux remerciements à Mr. MEROUANI Djillali reda, professeur à l'université de Mostaganem qui me fait l'honneur de présider le jury de cette thèse, ainsi qu'à l'ensemble des membres de jury, en particulier Mr. CHADLI Rabah, Professeur à l'Université de Mostaganem, Mr. SEGHEIR Abdelkrim, maître de conférences à l'Université de Relizane et Mme. BENHAMMADI Samia, maître de conférences à l'USTO-Oran, d'avoir accepté de faire partie du jury.

J'exprime ma profonde reconnaissance aux équipes du laboratoire de Valorisation des Matériaux (LVM), à leur tête le Professeur BENTOUHAMI Abdelhadi, et Mme MERIEM. Et je ne peux oublier l'aide précieuse de Mr BELAROUSSI Ali, responsable du laboratoire pédagogique de chimie.

Je remercie toutes les personnes qui m'ont soutenu et encouragé durant ces années de labeur.

Dédicaces

Je dédie ce modeste travail

Mes chers parents

Mes frères et sœurs

Toute ma famille

*Tous ceux qui ont contribué de près
comme de loin à la réalisation de cette
thèse*

Résumé

Dans ce travail, nous avons étudié la capacité d'adsorption de deux moisissures une vivante *Penicillium sp.* isolée à partir d'un sol non contaminé et une biomasse morte *Penicillium roqueforti* respectivement vis-à-vis de deux métaux lourds (plomb et cadmium) et de deux colorants (rouge-ETL et jaune-ETL). Les résultats ont montré que les taux d'élimination du plomb et du cadmium par *Penicillium sp.*, dans les solutions simples, augmentaient avec l'augmentation de la concentration initiale des métaux pour atteindre une valeur maximale à une concentration initiale de 5 mg/L. La présence simultanée des deux métaux a eu un effet synergique sur les taux d'élimination des deux métaux et l'ajout du colorant F3GL dans le milieu a eu un effet positif sur l'élimination du plomb et du cadmium dans les solutions simples ainsi que dans le mélange binaire. L'adsorption du rouge-ETL et jaune-ETL par *Penicillium roqueforti* était rapide pour un pH optimal de 2, et augmentait avec l'augmentation de la concentration des colorants. La cinétique d'adsorption a montré que le processus d'adsorption suit le modèle du pseudo-second ordre. La modélisation des isothermes a révélé que le modèle de Freundlich décrit de manière satisfaisante le présent processus d'adsorption.

Mots clés : Adsorption, Métaux lourds, Colorants, *Penicillium sp.*, *Penicillium roqueforti*.

Abstract

In this work, we studied the adsorption capacity of fungus species a live one of *Penicillium sp.* isolated from an uncontaminated soil and a dead one of *Penicillium roqueforti* respectively against two heavy metals (lead and cadmium) and two dyes (red and yellow-ETL). The results showed that the rate of elimination of lead and cadmium in simple solutions by *Penicillium sp.*, increased with increasing the initial concentration of metals to reach a maximum at an initial concentration of 5 mg / L. The simultaneous presence of the two metals had a synergistic effect on the elimination rate of the two metals. The addition of the F3gl dye in the medium had a positive effect on the removal of lead and cadmium in simple solutions and the binary mixture. The adsorption of red-ETL and yellow-ETL by *Penicillium roqueforti* was fast at optimum pH of 2 and increased with increasing dyes concentrations. The kinetic study has shown that the adsorption process follows the pseudo-second order model. Modeling of the isotherms revealed that the Freundlich model satisfactorily describes the present adsorption process.

Keywords: Adsorption, Heavy metals, Dyes, *Penicillium sp.*, *Penicillium roqueforti*.

ملخص

في هذا العمل ، درسنا قدرة الامتزاز لنوعين من الفطريات. الأولى حية *Penicillium sp.* معزول من تربة غير ملوثة وأخرى ميتة من *Penicillium roqueforti* على التوالي ضد اثنين من المعادن الثقيلة (الرصاص والكاديوم) واثنين من الملونات (الأحمر ETL والأصفر ETL). أظهرت النتائج أن معدل التخلص من الرصاص والكاديوم في المحاليل البسيطة بواسطة *Penicillium sp.* ، زاد مع زيادة التركيز الأولي للمعادن ليصل إلى قيمة قصوى عند التركيز الأولي 5 ملغ / لتر. كان للوجود المتزامن للمعدنين تأثير تآزري على معدل التخلص من المعدنين. كان لإضافة صبغة F3gl في الوسط تأثير إيجابي على إزالة الرصاص والكاديوم في المحاليل البسيطة والمزيج الثنائي. كان إمتزاز الأحمر ETL والأصفر ETL بواسطة *Penicillium roqueforti* سريعاً عند درجة الحموضة المثلى 2 وزاد مع زيادة تركيز الملونات. أظهرت الدراسة الحركية أن عملية الامتزاز تتبع نموذج الحركية الزائفة من الدرجة الثانية. كشفت دراسة إيزوثيرم الإمتزاز أن نموذج Freundlich يصف بشكل مرض عملية الامتزاز.

الكلمات المفتاحية: الامتزاز ، المعادن الثقيلة ، الأصباغ ، *Penicillium sp.* ، *Penicillium roqueforti*.

Sommaire

Liste des figures	
Liste des tableaux	
Liste des abréviations	
Introduction générale	1

Chapitre I : Généralités sur les microorganismes

I.1. INTRODUCTION	4
I.2. HISTOIRE DES MICROORGANISMES	4
I.3. DIVERSITE DU MONDE MICROBIEN	5
I.3.1. Protistes inférieurs	7
I.3.1.1. Bactéries	7
I.3.2. Protistes supérieurs	11
1. Les mycètes	11
2. Algues	14
3. Protozoaires	15

Chapitre II : Parois microbiennes

II.1. INTRODUCTION	20
II.2. COMPOSITION DE LA PAROI DES BACTERIES	20
II.2.1. Peptidoglycane	21
II.2.2. Acides teichoïques	22
II.2.3. Membrane externe	22
II.3. STRUCTURE DE LA PAROI DES CHAMPIGNONS	23
II.4. STRUCTURE DE LA PAROI DES ALGUES	25
II.4.1. La phase fibrillaire	25
II.4.2. La phase matricielle	25
1. Les polysaccharides matriciels des algues vertes	26
2. Les polysaccharides matriciels d'algues brunes	26
3. Les polysaccharides matriciels d'algues rouges	27

Chapitre III : Epuration des eaux

III.1. INTRODUCTION	34
III.2. EPURATION BIOLOGIQUE AEROBIE	34
III.3. EPURATION BIOLOGIQUE ANAEROBIE	36
1. Hydrolyse	37
2. Acidogénèse	37
3. Acétogénèse	37
4. Méthanogénèse	37
III.4. PROCEDES D'EPURATION DES EAUX USEES	37
III.4.1. Procédés à cultures libres	37
1. Boues activés	37
2. Lagunage	38
III.4.2. Procédés à cultures fixés	39
1. Lits bactérien	39
2. Lit fixe immergé (biofiltre)	39
3. Disques biologiques	40
4. Lits fluidisés	41
III.5. BIOSORPTION	42
III.5.1. Mécanismes de la biosorption	42
1. Physisorption	43
2. Chimisorption	43
3. Echange d'ions	43
4. Microprécipitation	43
III.5.2. Paramètres influençant la biosorption	45

Chapitre IV : Matériels et Méthodes

IV.1. MATERIELS UTILISES	48
IV.1.1. Métaux lourds	48
IV.1.2. Colorants	48
IV.2. ISOLEMENT DES SOUCHES FONGIQUES	48
IV.2.1. Isolement à partir du sol	48
IV.2.2. Isolement à partir du fromage	49
IV.2.3. Production de biomasse	49
IV.3. PROTOCOL EXPERIMENTAL D'ADSORPTION	50
IV.3.1. Elimination des métaux lourds par une biomasse vivante	50
1. Elimination du plomb et cadmium dans une solution simple	50
2. Elimination du plomb et cadmium dans un mélange binaire	50
3. Effet du colorant sur l'élimination des métaux lourds	51
IV.3.2. Elimination des colorants par une biomasse morte	51
1. Etude de l'effet du pH	51
2. Effet du temps de contact	52
3. Effet de la concentration initiale du colorant	52
4. Effet de la température	52
5. Modélisation des isothermes d'adsorption	52
6. Modélisation de la cinétique d'adsorption	53

Chapitre V : Elimination du Plomb et du Cadmium

V.1. ISOLEMENT ET IDENTIFICATION DE LA SOUCHE FONGIQUE	56
V.2. ELIMINATION DU PLOMB ET DU CADMIUM SEPARES	56
V.3. ELIMINATION DU PLOMB ET DU CADMIUM (SYSTEME BINAIRE)	60
V.4. EFFET D'UN COLORANT SUR L'ELIMINATION DES METAUX LOURDS	63

Chapitre VI : Elimination des colorants rouge-ETL et jaune-ETL

VI.1. CARACTERISATION DE <i>PENICILLIUM ROQUEFORTI</i>	71
VI.2. ETUDE DE L'ADSORPTION DES COLORANTS	72
VI.2.1. Effet du pH du milieu	72
VI.2.2. Effet du temps de contact	74
VI.2.3. Effet de la concentration initiale	75
VI.2.4. Effet de la température	77
VI.3. MODELISATION DES ISOTHERMES D'ADSORPTION	78
VI.4. MODELISATION DE LA CINETIQUE D'ADSORPTION	81

Chapitre VII : Application de la méthode Taguchi à l'élimination du R-ETL et J-ETL

VII.1. PLAN D'EXPERIENCE PAR LA METHODE DE TAGUCHI	85
VII.1.1. Conception d'expériences	85
VII.2. RESULTATS DE L'ADSORPTION DES COLORANTS R-ETL ET J-ETL	86
VII.3. OPTIMISATION DES PARAMETRES D'ADSORPTION	86
VII.4. ANALYSE STATISTIQUE	90
VII.5. EFFETS COMBINES DES FACTEURS DE CONTROLE	91
VII.6. PREVOIR LES RESULTATS PAR LE MODELE DE TAGUCHI	93
CONCLUSION	96

Liste des figures

Figure 1 : Structure de la cellule bactérienne	7
Figure 2 : Morphologie des cellules bactériennes	8
Figure 3 : Structure d'une cellule eucaryote	12
Figure 4 : Structure des hyphes	13
Figure 5 : Structure des protozoaires.....	16
Figure 6 : Structure de la paroi des bactéries Gram positives et Gram négatives	20
Figure 7 : Structure du peptidoglycane	21
Figure 8 : Structure d'acide teichoïque	22
Figure 9 : Structure du lipopolysaccharide	23
Figure 10 : Structure de la paroi des champignons	24
Figure 11 : Structure de la paroi cellulaire des algues brunes	25
Figure 12 : Structure des fucanes	27
Figure 13 : Structure des alginates	28
Figure 14 : Structure d'agarose et d'agaropectine	29
Figure 15 : Structures chimiques des carraghénanes	31
Figure 16 : Mécanismes de métabolisation aérobie de la pollution carbonée	35
Figure 17 : Etapes de la métabolisation de la pollution azotée	35
Figure 18 : Etapes de la digestion anaérobie des composés organiques	36
Figure 19 : Cycle biologique d'une lagune	38
Figure 20 : Biofiltre à flux ascendant	40
Figure 21 : Schéma des disques biologiques	41
Figure 22 : Schéma simplifié d'un réacteur à lit fluidisé	42
Figure 23 : Mécanismes de la biosorption	43
Figure 24 : Structure chimique du colorant F3GL	48
Figure 25 : Fromage commercial bleu danois	49
Figure 26 : Culture de <i>Penicillium roqueforti</i> sur bouillon PDB	50
Figure 27 : Biomasse de <i>P. roqueforti</i>	50
Figure 28 : Observation macroscopique (a) et microscopique (b) de la souche isolée. ...	56
Figure 29 : Croissance de la biomasse en présence du cadmium	57
Figure 30 : Croissance de la biomasse en présence du plomb	57
Figure 31 : Elimination du cadmium dans une solution simple	58
Figure 32 : Elimination du plomb dans une solution simple	58
Figure 33 : Croissance de la biomasse dans un mélange binaire	60

Figure 34 : Elimination du cadmium dans un mélange binaire	61
Figure 35 : Elimination du plomb dans un mélange binaire	61
Figure 36 : Elimination du cadmium en présence de F3GL	63
Figure 37 : Elimination du plomb en présence de F3GL	64
Figure 38 : Elimination du cadmium dans un mélange binaire en présence de F3GL	64
Figure 39 : Elimination du plomb dans un mélange binaire en présence de F3GL	65
Figure 40 : Mélanges binaire de Pb et Cd en présence de F3GL (a) avant adsorption (b) après adsorption	65
Figure 41 : Aspect macroscopique de <i>Penicillium roqueforti</i>	71
Figure 42 : Observation microscopique de <i>Penicillium roqueforti</i> ; a) Pinceau terverticillé b) Pinceau monoverticillé	72
Figure 43 : Influence du pH sur l'adsorption du rouge-ETL	73
Figure 44 : Influence du pH sur l'adsorption du jaune-ETL	73
Figure 45 : Influence du temps de contact sur l'adsorption du rouge-ETL	74
Figure 46 : Influence du temps de contact sur l'adsorption du jaune-ETL	75
Figure 47 : Influence de la concentration initiale sur l'adsorption du rouge-ETL	76
Figure 48 : Influence de la concentration initiale sur l'adsorption du jaune-ETL	76
Figure 49 : Influence de la température sur l'adsorption du rouge-ETL	77
Figure 50 : Influence de la température sur l'adsorption du jaune-ETL	78
Figure 51 : Isotherme de Langmuir pour l'adsorption du rouge-ETL	79
Figure 52 : Isotherme de Freundlich pour l'adsorption du rouge-ETL	79
Figure 53 : Isotherme de Langmuir pour l'adsorption du jaune-ETL	80
Figure 54 : Isotherme de Freundlich pour l'adsorption du jaune-ETL	80
Figure 55 : Cinétique du pseudo premier ordre pour l'adsorption du rouge-ETL	82
Figure 56 : Cinétique du pseudo second ordre pour l'adsorption du rouge-ETL	82
Figure 57 : Cinétique du pseudo premier ordre pour l'adsorption du jaune-ETL	83
Figure 58 : Cinétique du pseudo second ordre pour l'adsorption jaune-ETL	83
Figure 59 : Tracé de l'effet de chaque facteur sur l'adsorption du colorant R-ETL	89
Figure 60 : Tracé de l'effet de chaque facteur sur l'adsorption du colorant J-ETL	89
Figure 61 : Graphique de contour de l'adsorption du colorant R-ETL sur <i>P. roqueforti</i> .	92
Figure 62 : Graphique de contour de l'adsorption du colorant J-ETL sur <i>P. roqueforti</i> ..	92
Figure 63 : Graphique de parité entre le taux d'adsorption à l'équilibre du colorant R-ETL obtenue expérimentalement et l'adsorption prédite par la méthode Taguchi	93
Figure 64 : Graphique de parité entre le taux d'adsorption à l'équilibre du colorant J-ETL obtenue expérimentalement et l'adsorption prédite par la méthode Taguchi	94

Liste des tableaux

Tableau 1 : Evénements marquants de l'âge d'or de la microbiologie	6
Tableau 2 : Quelques groupements fonctionnelles impliqués dans la biosorption	44
Tableau 3 : Adsorption du plomb et du cadmium par différentes biomasses	59
Tableau 4 : Interaction du plomb et du cadmium dans un mélange binaire	62
Tableau 5 : Constantes de Langmuir et Freundlich	81
Tableau 6 : Constantes de la cinétique d'adsorption des colorants	81
Tableau 7 : Paramètres d'adsorption et leurs différents niveaux de contrôle	86
Tableau 8 : Conception expérimentale du tableau orthogonal L27 de Taguchi réalisé pour l'étude d'adsorption des colorants R-ETL et J-ETL	87
Tableau 9 : Tableau des réponses pour les rapports signal/bruit	88
Tableau 10 : Analyse de la variance pour l'élimination du colorant R-ETL	90
Tableau 11 : Analyse de la variance pour l'élimination du colorant J-ETL	91

Liste des abréviations

OGA : Oxytétracycline Glucose Agar

PDA : Potato Dextrose Agar

PDB : Potato Dextrose Broth

TSE : Tryptone Sel Eau

Introduction générale

Les eaux usées issues de différentes industries telles que l'industrie textile et les tanneries sont chargées souvent des substances polluantes. Certaines de ces substances sont connues pour être toxiques pour l'homme et l'environnement en raison de leur stabilité et de leur faible biodégradabilité (Gadd, 2009). Ces substances polluantes peuvent être de nature organique tels que les détergents, les pesticides et les colorants ou de nature inorganique tels que les métaux lourds (Dhankhar et Hooda, 2011).

Les colorants utilisés dans différentes industries sont pour la plupart synthétiques et leur décharge dans l'hydrosphère constitue une source importante de pollution en raison de leur caractère récalcitrant. Ces colorants ont la capacité d'interférer avec la transmission de la lumière dans l'eau, bloquant ainsi la photosynthèse des plantes aquatiques (Yagub et al., 2012). Contrairement aux déchets organiques, les métaux lourds sont non biodégradables et peuvent s'accumuler dans les organismes vivants et présenter des phénomènes de bio-magnification tout au long des chaînes trophiques, provoquant divers maladies (Nghah et Hanafiah, 2011).

Pour remédier à ce problème, différents procédés physico-chimiques sont employés pour le traitement des eaux usées industriels tels que la précipitation chimique, l'échange d'ions, l'électro flottation, la séparation membranaire, l'osmose inverse, l'électrodialyse et l'extraction aux solvants. Cependant, la plupart de ces procédés sont coûteux, surtout lorsqu'ils sont appliqués pour des effluents à haut débit (Taştan et al., 2010).

L'élimination des polluants par adsorption sur différents matériaux solides s'est révélée être une technique de traitement très efficace et moins onéreuse. Le charbon actif est l'adsorbant le plus communément utilisé, mais il présente l'inconvénient de se saturer assez rapidement et nécessite en plus une régénération, ce qui constitue un coût financier important. La biosorption sur des matériaux non conventionnels a été proposée comme une option intéressante, particulièrement lorsque l'adsorbant utilisé est naturel, abondant et peu coûteux. Ces dernières années, plusieurs études se sont focalisées sur l'adsorption des polluants par des matériaux biologique d'origines animales ou végétales. Cependant, il faut mentionner que la plupart des études ont été réalisées sur des échantillons standards ne contenant qu'un seul polluants. Il existe en effet très peu de travaux sur des mélanges industriels complexes.

L'objectif de ce travail est d'étudier la capacité d'adsorption des biomasses fongiques de *Penicillium* vis-à-vis des métaux lourds et des colorants dans des solutions simples ainsi que dans des mélanges complexes. Ce travail est divisé en deux parties :

- La première partie est dédiée à l'étude de l'élimination des métaux lourds (plomb et cadmium) par une biomasse vivante de *Penicillium* isolée à partir d'un sol non contaminé. Dans des solutions simples ainsi que dans un mélange binaire. En plus l'effet de la présence d'un colorant (F3GL) sur l'élimination de ces deux métaux lourds a été étudié en solutions simples de plomb et de cadmium, ainsi que dans le mélange de ces deux métaux ;
- La deuxième partie de ce travail est consacré à l'étude de l'adsorption de deux colorants (rouge et jaune ETL) par une biomasse morte de *Penicillium roqueforti* isolé à partir du fromage commercialisé, et d'évaluer l'influence des différents paramètres sur la capacité d'adsorption.

A la fin, une conclusion viendra étayer ce travail.

Références bibliographiques

Dhankhar, R., & Hooda, A. (2011). Fungal biosorption – an alternative to meet the challenges of heavy metal pollution in aqueous solutions. *Environmental technology*, 32(5), 467- 491.

Gadd, G. M. (2009). Biosorption: critical review of scientific rationale, environmental importance and significance for pollution treatment. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology: International Research in Process, Environmental & Clean Technology*, 84(1), 13-28.

Ngah, W. W., & Hanafiah, M. M. (2008). Removal of heavy metal ions from wastewater by chemically modified plant wastes as adsorbents: a review. *Bioresource technology*, 99(10), 3935-3948.

Taştan, B. E., Ertuğrul, S., & Dönmez, G. (2010). Effective bioremoval of reactive dye and heavy metals by *Aspergillus versicolor*. *Bioresource technology*, 101(3), 870-876.

Yagub, M. T., Sen, T. K., Afroze, S., & Ang, H. M. (2014). Dye and its removal from aqueous solution by adsorption: a review. *Advances in colloid and interface science*, 209, 172-184.

Chapitre I :

Généralités sur les microorganismes

I.1. INTRODUCTION

Les microorganismes sont des organismes vivants, de taille microscopique et généralement unicellulaires, qui prolifèrent naturellement dans tous les milieux et dans des conditions très variables (température, pression, pH, milieu oxygéné ou strictement anoxique). Leur diversification et leur adaptation leur donnent un caractère ubiquiste remarquable (Vogel, 2001). La majorité des microorganismes jouent un rôle indispensable dans le bien-être des autres êtres vivants en participant au maintien de l'équilibre écologique entre les organismes vivants et les composants chimiques dans l'environnement.

Les microorganismes servent aussi dans un grand nombre d'applications industrielles. On les utilise dans la synthèse de l'acétone, de certains acides (acides carboxyliques), de vitamines, d'enzymes, d'alcools et de beaucoup de médicaments. L'industrie alimentaire utilise aussi les microbes pour la fabrication du vinaigre, des boissons alcoolisées, du fromage, du yogourt et du pain. Il existe un certain nombre de microorganismes pathogènes, susceptible de causer des maladies pour l'homme, les animaux et les plantes (Rahi et Soni, 2007).

I.2. HISTOIRE DES MICROORGANISMES

Les microorganismes ont été utilisés pendant longtemps dans la fabrication du pain et des boissons alcoolisées sans connaître leur vraie nature. La découverte des microorganismes a débuté avec l'invention du premier microscope par Anton van Leeuwenhoek, qui était drapier à l'origine. Il a réussi à observer et à décrire quasiment tous les types de microorganismes, qualifiés d'animacules en raison de leur mobilité (Brusca et Brusca, 2003).

Après la découverte par Leeuwenhoek du monde des microorganismes jusque-là invisible, la communauté scientifique de l'époque commence à s'intéresser aux origines de ces minuscules êtres vivants. Jusqu'à la deuxième moitié du XIX^e siècle, beaucoup de scientifiques et de philosophes croient que certains êtres vivants peuvent être engendrés spontanément à partir de la matière non vivante. Ce processus hypothétique, appelé théorie de la génération spontanée, était ardemment défendu (Tortora et al, 2016).

Le débat sur la génération spontanée se poursuit jusqu'en 1861, date à laquelle le scientifique français Louis Pasteur tranche la question. Grâce à une série d'expériences ingénieuses et convaincantes, Pasteur a permis d'infirmer la théorie de la génération

spontanée en fournissant un certain nombre de preuves que les microorganismes ne sont pas engendrés par des forces mystiques présentes dans la matière non vivante. Il a confirmé la théorie de la biogenèse en démontrant que toute apparition de vie spontanée dans une solution non vivante peut être attribuée à une contamination par des microorganismes déjà présents dans l'air ou dans le liquide lui-même. Ainsi, par ses travaux, Pasteur a contribué de façon décisive au progrès de la microbiologie en démontrant que les microorganismes peuvent être présents dans la matière non vivante, sur les solides, dans les liquides et dans l'air. De plus, il a prouvé de façon irréfutable que la vie microbienne peut être détruite par la chaleur et qu'on peut mettre au point des méthodes pour protéger les milieux nutritifs contre les microorganismes aériens (Willey et al, 2014).

Pendant environ 60 ans, on assiste à une explosion de découvertes en microbiologie, à commencer par les travaux de Pasteur. La période qui s'étend de 1857 à 1914 est appelée, à juste titre, l'âge d'or de la microbiologie. Les progrès rapides, accomplis surtout par Pasteur et Robert Koch, permettent d'établir la microbiologie en tant que science. Au nombre des découvertes, on compte les agents pathogènes de nombreuses infections et le rôle de l'immunité dans la prévention et la guérison des maladies. Durant cette période effervescente, les microbiologistes étudient l'activité chimique des microorganismes, améliorent les techniques de microscopie et les méthodes de culture des microorganismes et mettent au point des vaccins et des techniques chirurgicales (Tortora et al, 2016). Certains des grands événements de l'âge d'or de la microbiologie sont énumérés dans le tableau 1.

I.3. DIVERSITE DU MONDE MICROBIEN

Avant la découverte des microorganismes, tous les êtres vivants étaient classés soit dans le règne animal ou le règne végétal. La découverte de nouvelles formes de vie microscopiques, posa le problème de leur classification dans l'un des deux règnes connus. Les algues et les champignons pouvaient être rapprochés des plantes, alors que les protozoaires étaient considérés parmi les animaux puisqu'ils sont mobiles et non photosynthétiques, mais la place des bactéries restait à fixer (Soni et Soni, 2007). En 1886, le zoologiste allemand Haeckel proposa la création pour ces formes microscopiques d'un troisième règne, celui des protistes, qui rassemble les algues, les protozoaires, les champignons et les bactéries (Brusca et Brusca, 2003).

Tableau 1 : Evénements marquants de l'âge d'or de la microbiologie (Tortora et al., 2016).

Période	Événement marquants
1857	Pasteur – Procédé de la fermentation
1861	Pasteur – Réfutation de la théorie de la génération spontanée
1864	Pasteur – Procédé de la pasteurisation
1867	Lister – Techniques de chirurgie aseptique
1876	Koch – Théorie germinale des maladies
1879	Neisser – Neisseria gonorrhœæ
1881	Koch – Mise au point de cultures pures Finley – Fièvre jaune
1882	Koch – Mycobacterium tuberculosis Hess – Gélose (milieu solide à l'agar)
1883	Koch – Vibrio cholerae
1884	Metchnikoff – Processus de la phagocytose Gram – Coloration de Gram Escherich – Escherichia coli
1887	Petri – Boîte de Petri
1889	Kitasato – Clostridium tetani
1890	von Bering – Sérum antidiphtérique Ehrlich – Théorie de l'immunité
1892	Winogradsky – Cycle du soufre
1898	Shiga – Shigella dysenteriae
1908	Ehrlich – Traitement contre la syphilis
1910	Chagas – Trypanosoma cruzi
1911	Rous – Virus causant des tumeurs

Les protistes sont traditionnellement divisés en deux grandes classes, les protistes inférieurs ou procaryotes et les protistes supérieurs ou eucaryotes.

I.3.1. Protistes inférieurs

Les protistes inférieurs sont appelés aussi procaryotes. Ils sont caractérisés par l'absence de vrai noyau. La cellule des protistes inférieurs possède un chromosome unique qui n'est pas séparé du cytoplasme par une membrane nucléaire. Les protistes inférieurs regroupent l'ensemble des bactéries (Soni et Soni, 2007).

1. Bactéries

Les bactéries sont des organismes unicellulaires relativement simples (figure 1) et sont les plus petits des protistes, dont le matériel génétique est représenté par un seul chromosome circulaire. Beaucoup contiennent des structures circulaires d'ADN extra-chromosomique appelées plasmides. À l'exception des mycoplasmes, les bactéries sont entourées par une paroi complexe, différente selon que la bactérie est à Gram positif ou négatif. De nombreuses bactéries possèdent des flagelles, des pili, ou une capsule à l'extérieur de la paroi. Certaines bactéries sont pathogènes pour l'homme, les animaux et rarement pour les végétaux, d'autres ont des actions bénéfiques pour les autres organismes (Soni et Soni, 2007).

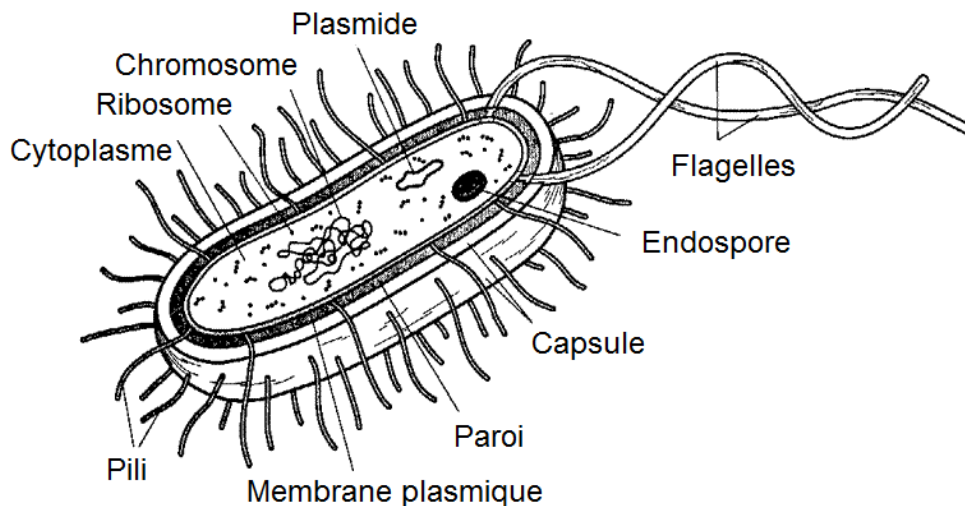


Figure 1 : Structure de la cellule bactérienne (Hiremath et al., 2012).

Morphologie : Les bactéries se présentent sous des formes très diversifiées, cependant il existe trois formes principales, la forme sphériques appelée cocci, forme en bâtonnet appelé bacille et des formes incurvés ou spiralés (figure 2). Les cocci peuvent se présenter en paire de deux (diplocoque), en tétrades ou dans des paquets de huit ou plus en chaîne ou en grappe (Wang et Chen, 2009).

La plupart des bacilles sont des bâtonnets simples, mais elles peuvent exister en paire diplobacilles, en chaînettes les streptobacilles. Certains ressemblent à des pailles, d'autres ont des extrémités effilées. Les bacilles peuvent être de très petite taille et ressemblent aux cocci, elles sont appelées des cocobacilles.

Les formes spiralées présentent une ou plusieurs courbes, celles qui ont la forme d'un bâtonnet incurvé et qui ressemblent à des virgules s'appellent vibrions. D'autres appelées spirilles, ont une forme hélicoïdale. Un troisième groupe est caractérisé par une forme flexible en hélice, ce sont les spirochètes (Lovitt et Wright, 1999).

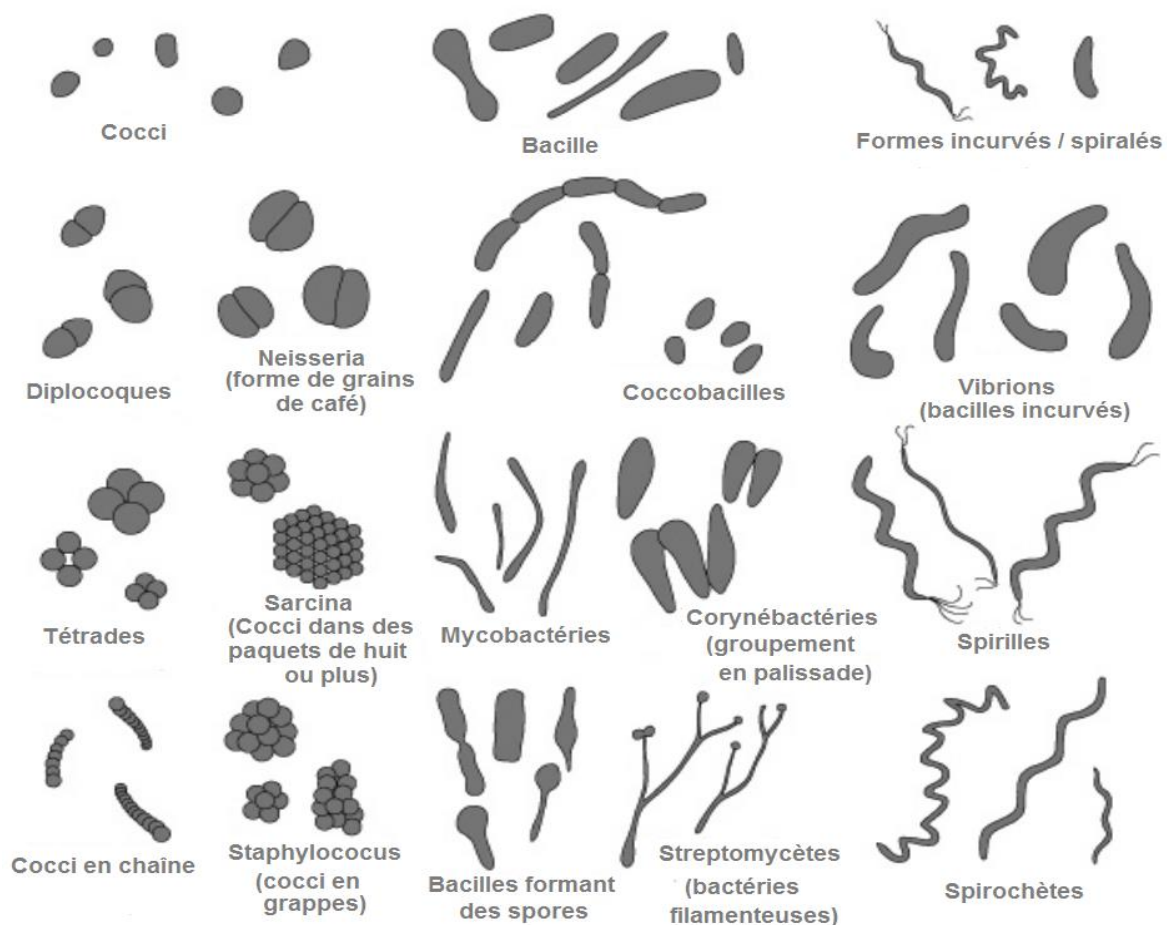


Figure 2 : Morphologie des cellules bactériennes (Lovitt et Wright, 1999).

Classification : Il n'existe pas une classification officielle des bactéries, mais les bactériologistes utilisent largement la classification de Bergey, publié pour la première fois en 1923 aux Etats Unis sous le nom de « Bergey's manual of determinative bacteriology » et avait pour objectif le regroupement des espèces bactériennes connues pour faciliter l'identification des bactéries inconnues. Il a depuis subi plusieurs remaniement jusqu'à sa neuvième et dernière édition en 1994. Un autre manuel appelé « Bergey's manual of systematic bacteriology » est apparu en 1984, qui est plus axé sur la classification que l'identification (Willey et al, 2014).

La première édition du « Bergey's manual of systematic bacteriology » utilise un système principalement phénétique pour la classification des bactéries. Les caractéristiques utilisées pour définir les sections sont des traits courants, tels que la forme et la morphologie générales, les propriétés de coloration de Gram, la dépendance vis-à-vis l'oxygène, la mobilité, la présence d'endospores, le mode de production d'énergie, ect. Les groupes de bactéries sont répartie en quatre volumes de la façon suivante : volume (1) : les bactéries Gram-négatives d'importance générale, médicale ou industrielle ; volume (2) : les bactéries Gram-positives autres que les actinomycètes ; volume (3) : les archéobactéries, les cyanobactéries et les bactéries Gram-négatives restant ; volume (4) : les actinomycètes.

La deuxième édition du « Bergey's manual of systematic bacteriology » publiée en cinq volumes entre 2001 et 2012, reflète les progrès énormes accomplis depuis la première édition, en particulier en séquençage de ARNt, l'ADN et les protéines. Ainsi la deuxième édition présente une classification basée sur des données phylogénétiques plutôt que les caractères phénotypiques (Willey et al., 2014).

- ✓ Volume (1) : les archéobactéries et les bactéries des branches les plus anciennes et les bactéries phototrophes.
- ✓ Volume (2) : les proteobacteria
- ✓ Volume (3) : les firmicutes
- ✓ Volume (4) : les Bacteroidetes, les Spirochaetes, les Tenericutes, Les Acidobacteria, les Fibrobacteres, les Fusobacteria, les Dictyoglomi, les Gemmatimonadetes, les Lentisphaerae, les Verrucomicrobia, les Chlamydiae, et les Planctomycetes.
- ✓ Volume (5) : Les actinobacteria.

Dans sa neuvième et dernière édition le « Bergey's manual of determinative bacteriology » sépare les bactéries en quatre divisions sur la base de l'existence ou l'absence d'une paroi cellulaire et sur la nature de cette paroi qui peut être établit par la coloration de Gram (Holt et al., 1994).

Bactéries Gram négative : Les bactéries de cette catégorie possédant une paroi cellulaire de structure complexe, constituée d'une couche mince de peptidoglycane et une membrane externe. La cellule peut être en forme de sphères, ovales, bâtonnets droits ou courbés, hélices ou filaments et certains de ces formes ont des gaines ou des capsules. La reproduction s'effectue par scission binaire, mais certains groupes peuvent se reproduire par bourgeonnement. Elles peuvent être mobiles grâce à des flagelles ou par glissement ou non mobiles. Les bactéries de cette catégorie sont phototrophes ou non et comprennent des espèces aérobies, anaérobies, anaérobies facultatives et microaérophiles, certains espèces sont des parasites intracellulaire obligatoires (Holt et al., 1994).

Bactéries gram positive : Les bactéries Gram positives possèdent une paroi cellulaire épaisse constituée principalement de peptidoglycane. Les cellules peuvent être en forme de sphère, bâtonnets ou filaments et peuvent être ramifiés. Le plus souvent non mobile, mais certaines sont mobile grâce aux flagelles. Les bactéries Gram positive sont généralement hétérotrophes chimioorganotrophes et comprennent des espèces aérobies, anaérobies, anaérobies facultatives. Certains groupes peuvent former des endospores (Holt et al., 1994).

Mycoplasmes : Les mycoplasmes sont dépourvues de paroi cellulaire, elles ont un diamètre compris entre 0.1 et 0.2 μm et sont les plus petits organismes cellulaires. La plupart d'entre elles sont des parasites intracellulaires obligatoires des cellules animales et parfois végétales. Certains mycoplasmes sont pathogènes pour l'homme et provoquent diverses affections respiratoires, génitales et articulaires, alors que d'autres espèces sont commensales ou saprophytes de milieux adaptés à leurs natures (Razin et Jacobs, 1992).

Archaeobactéries : Les archéobactéries présentent plusieurs différences avec les autres bactéries aussi bien en morphologie qu'en physiologie. Elles sont très diverses et peuvent être sphériques, en bâtonnet, spiralées, lobées, cuboïdes, triangulaires, aplaties, de forme irrégulière ou pléomorphes. Certaines vivent en cellules isolées tandis que d'autres forment des filaments ou des agrégats. Elles peuvent être entourées ou non d'une paroi cellulaire, cette dernière est dépourvue de peptidoglycane.

Les archéobactéries se trouvent dans des milieux où règnent des conditions extrêmes et sont réparties en plusieurs groupes parmi lesquels on compte : les méthanogènes, qui produisent le méthane comme déchet de la respiration ; les halophiles extrêmes, qui vivent dans les environnements extrêmement salés ; les thermophiles extrêmes, qui vivent dans les eaux sulfureuses chaudes tel que les sources thermales (Woese, 1982).

I.3.2. Les protistes supérieurs

Les protistes supérieurs sont aussi appelés eucaryotes. Ils sont caractérisés par une organisation qui ressemble à celle des animaux et des végétaux (figure 3). La cellule des protistes supérieurs est caractérisée par un noyau renfermant dans une enveloppe la quasi-totalité de son patrimoine génétique, ainsi que par un ensemble de membranes fines et souples entourant aussi bien toute la cellule (membrane plasmique) que des compartiments cytoplasmiques particuliers. Les protistes supérieurs regroupent les microorganismes suivants: les algues sauf les algues bleu-vert, les champignons et les protozoaires (Soni et Soni, 2007).

1. Les mycètes :

Les mycètes ou champignons microscopiques sont des organismes hétérotrophes et non photosynthétiques, ils se divisent en deux groupes, les champignons unicellulaires (levures) et les champignons filamenteux (moisissures) (Wang et Chen, 2009).

Distribution : Les mycètes sont principalement des organismes terrestres, bien que certains soient marins ou d'eaux douces. Ils jouent un rôle énorme comme agents de décomposition. Ils dégradent des matières organiques complexes en substances organiques simples et en molécules inorganiques, permettant ainsi le recyclage des éléments constitutifs des organismes vivants tel le carbone, l'azote et le phosphore. La plupart des mycètes sont des saprophytes.

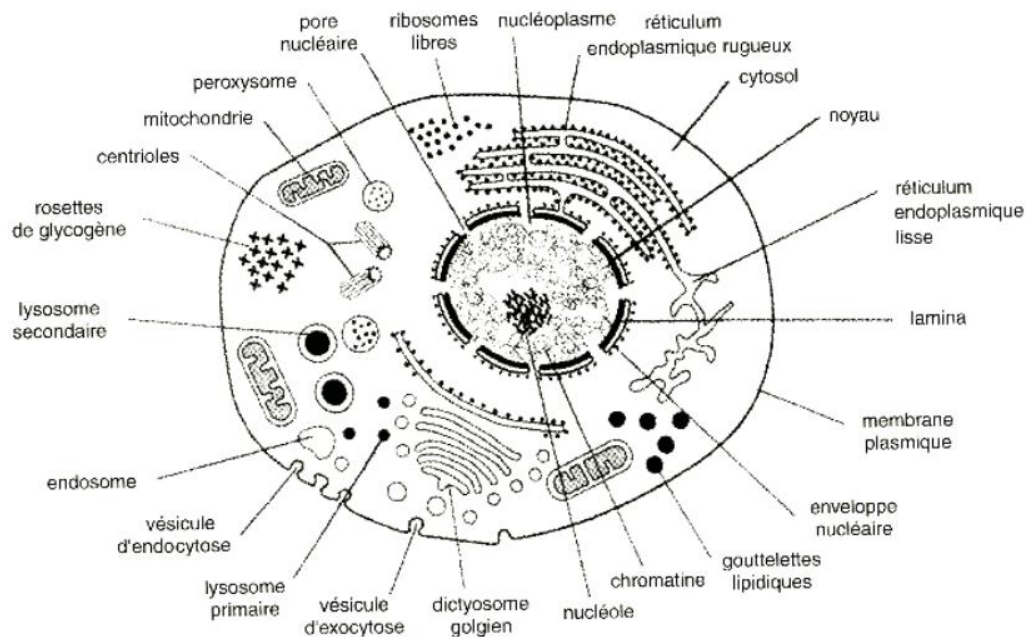


Figure 3 : Structure d'une cellule eucaryote (Callen, 2009).

De nombreux mycètes vivent en association symbiotique avec d'autres organismes, par exemple les mycètes forment avec les racines des plantes vasculaires des associations appelées mycorhizes (Rogers, 2010).

Les mycètes sont essentiels à de nombreux procédés industriels : la fabrication du pain, des fromages et la production de médicaments (pénicilline). Les mycètes sont la cause principale des maladies affectant les plantes qui ont une valeur économique importante et certaines espèces sont pathogènes pour les humains et les animaux (Rahi et Soni, 2007).

Structure et morphologie : Les mycètes ont une structure rudimentaire, avec un appareil végétatif appelé le thalle. Le thalle peut être unicellulaire (levures) ou filamenteux (moisissures). Toutefois, certaines levures sont capables de former des structures filamenteuses dans certaines conditions (*Candida trichosporon*). Il existe des mycètes dimorphiques, qui peuvent exister sous forme de levure ou moisissure selon les conditions du milieu (Bauman, 2015).

Les levures sont des mycètes unicellulaires possédant un seul noyau et se reproduisent soit de façon asexuée par bourgeonnement et division transversale soit de façon sexuée par formation de spores. Les cellules de levures sont sphériques ou de forme ovoïde, leur taille varie considérablement, mais elles sont généralement plus grandes que les bactéries.

Les moisissures se présentent typiquement en un amas de filaments enchevêtrés et ramifiés, appelés hyphes et l'ensemble des hyphes constituent le mycélium. Les hyphes peuvent être cloisonnés c'est-à-dire divisé en cellules séparées par des cloisons, ou non cloisonnés dites coenocytiques (figure 4) (Bauman, 2015).

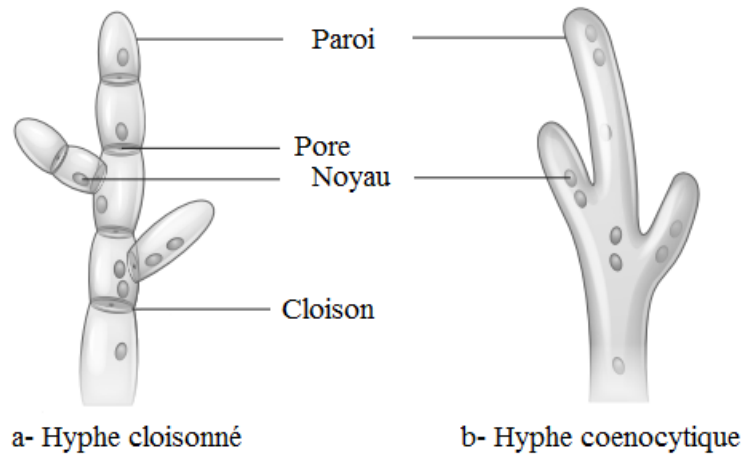


Figure 4 : Structure des hyphes (Tortora et al, 2016).

Classification des champignons : Il existe plusieurs classifications des champignons établies sur la base de divers critères. Communément on reconnaît quatre classes de champignons définies par la nature de leurs modes de reproduction (Bauman, 2015).

- ✓ Zygomycètes : Ce sont des moisissures ayant des hyphes coénocytiques. Parmi environ 1100 espèces connus, la plupart sont des saprophytes, les autres sont des parasites obligatoires des insectes et d'autres champignons. Les zygomycètes se reproduisent de manière asexuée via les sporangiospores. Les spores sexuées des zygomycètes sont des zygospores. Deux cellules semblables fusionnent leur paroi et forment un tube de fécondation appelé zygosporange. Ce tube permet la rencontre des deux noyaux, qui est suivi par la production de grosses spores limitées par une paroi épaisse de couleur foncée. La zygospore forme un zygote qui produit un nouveau sporange (Bauman, 2015).
- ✓ Ascomycetes : Ils possèdent un mycélium à cloisons perforées et sont caractérisés par une reproduction sexuée aboutissant à la formation d'un asque caractéristique, qui est une structure en forme de sac contenant des spores appelées ascospores.

Ils constituent un ensemble important et diversifié de 30.000 espèces environ dont les mieux connues sont les levures parmi lesquelles la levure de boulanger *Saccharomyces cerevisiae* (Brandt et Warnock, 2015).

- ✓ Basidiomycetes : Ils sont considérés comme les champignons les plus évolués et forment avec les ascomycetes le groupe des champignons supérieurs. Leurs hyphes sont complètement cloisonnés par des septums. Ils se caractérisent par une structure en forme de massue, appelée baside, qui se situe à l'extrémité de l'hyphe et constitue le site d'émission des basidiospores. On compte environ 25.000 espèces de basidiomycetes parmi lesquelles de nombreuses espèces sont phytopathogènes (Brandt et Warnock, 2015).
- ✓ Deuteriomycetes : Cette classe regroupe tous les champignons qui ne peuvent être affectés à l'une ou l'autre des trois classes précédentes, en raison du fait que leur processus de reproduction est encore inconnu. Ils sont aussi appelés champignons imparfaits et compte environ 25.000 espèces dont certaines sont responsables de pathologies humaines (Bauman, 2015).

2. Algues

Les algues sont des microorganismes eucaryotes photosynthétiques, ils se retrouvent sous des formes très diversifiés. La plupart sont unicellulaires et peuvent être flagellées et mobiles ou dépourvues de flagelles. Les algues ont pour habitat principal les eaux douces et marines, mais elles peuvent aussi coloniser les sols humides (Wang et Chen, 2009).

Structure et morphologie : L'appareil végétatif des algues appelé, le thalle, est extrêmement variable, aussi bien en forme qu'en dimension. Les algues dont la taille moyenne n'excède pas quelques dizaines de microns sont appelées microalgues. Elles sont souvent constituées d'une seule cellule et sont parfois mobiles. Ces microalgues composent le phytoplancton. Les algues de grande taille, pluricellulaires, appelées également macroalgues, prennent des formes diverses selon les espèces (filament, lame, lanière...). Certaines ont une architecture plus complexe avec des parties distinctes mais on n'observe pas de tissus nettement individualisés comme chez les plantes à fleurs terrestres (Rogers, 2010).

Classification : Les algues sont classées selon divers critères : la nature chimique de leurs pigments, structure de leur paroi cellulaire, nature de leurs réserves carbonées et type de mobilité (González et al., 2011).

- ✓ Algues vertes : Elles ressemblent beaucoup aux plantes, en particulier par la présence des mêmes pigments (chlorophylle a et b, caroténoïdes), la composition de la paroi (cellulose) et la nature de leurs substance de réserve (amidon). Elles se retrouvent dans les eaux douces et marines et peuvent être unicellulaire ou former des structures complexes (Tortora et al., 2016).
- ✓ Algues rouges : Elles sont presque toutes pluricellulaires et colonisent les milieux marins. Certaines algues rouges ont une importance économique considérable comme source d'agar et des carraghénanes utilisées par l'industrie agroalimentaire notamment dans la fabrication des glaces, confitures et d'autres sucreries (Tortora et al., 2016).
- ✓ Algues brunes : Ce sont des algues pluricellulaires et surtout marines, certains atteignent 50 m de long. On retrouve la plupart des algues brunes dans les eaux côtières. Ces algues possèdent un taux de croissance phénoménal, certaines croissent de 20 cm par jour (Tortora et al., 2016).
- ✓ Diatomées : Les diatomées sont des algues unicellulaires ou filamenteuses dont les parois cellulaires complexes sont composées de pectine et d'une couche de silice. Les deux parties de la paroi s'imbriquent comme les moitiés d'une boîte de pétri. Ces algues emmagasinent l'énergie captée par la photosynthèse sous forme d'huile (González et al., 2011).
- ✓ Dinoflagellés : Ce sont des organismes unicellulaires mobiles à deux flagelles. Ils se retrouvent dans les eaux douces et marines. Certains dinoflagellés sont toxiques et responsables des marées rouges et des intoxications dues à la consommation des coquillages (González et al., 2011).

3. Protozoaires

Les protozoaires sont des organismes unicellulaires, dépourvus de paroi cellulaire (figure 5), non photosynthétiques et mobiles au moins à un stade de leur développement (Tortora et al., 2016).

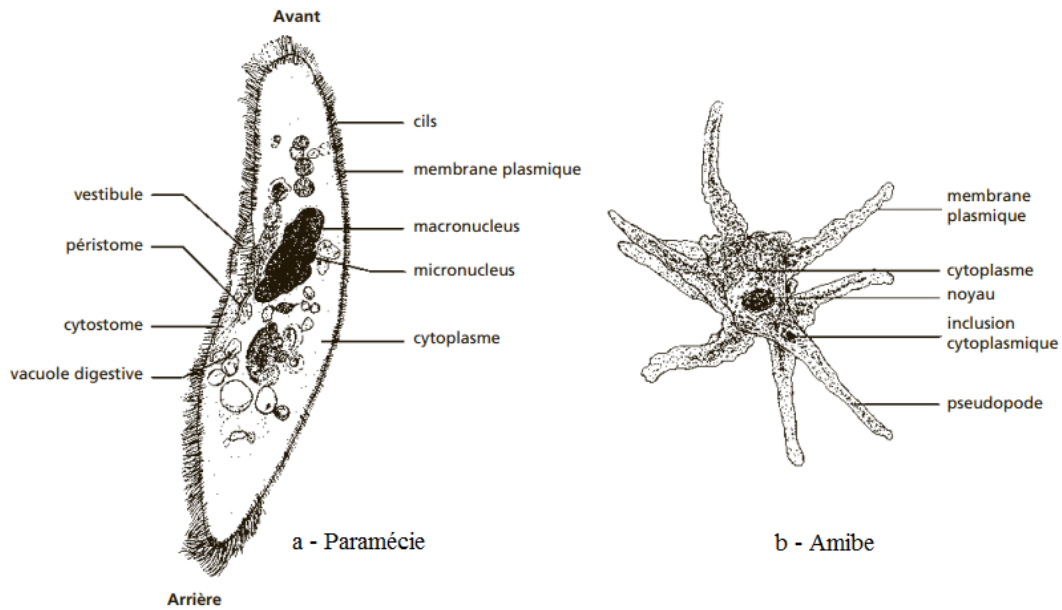


Figure 5 : Structure des protozoaires (Heusser et Dupuy, 2008).

Distribution : Les protozoaires ont un besoin absolu d'humidité et leur distribution est conditionnée par ce facteur. La majorité des protozoaires vivent librement dans les eaux douces et marines et constituent une part majeure du zooplancton qui forme un maillon important de la chaîne alimentaire aquatique. Il existe des protozoaires d'habitats terrestres qui colonisent les sols humides et les matières organiques en décomposition. De nombreux protozoaires sont des parasites des végétaux, des animaux et de l'homme (Bauman, 2015).

Structure et morphologie : Comme les protozoaires sont des cellules eucaryotes, leur morphologie et leur physiologie sont semblables à celles des cellules présentes chez les animaux multicellulaires. Cependant certaines caractéristiques morphologiques et physiologiques sont uniques aux protozoaires.

Les protozoaires anaérobies sont dépourvus de mitochondries et possèdent alors des hydrogénosomes qui sont des organites cellulaires limités par une membrane et renfermant les systèmes enzymatiques nécessaires aux réactions de fermentation.

En raison de l'absence de paroi, les protozoaires vivant en eaux douces sont soumis à d'importantes contraintes osmotiques, car ils sont dans un milieu hypotonique. La balance osmotique est maintenue grâce à des vacuoles pulsatiles qui expulsent en permanence l'eau excédentaire (Miller et Harley, 2001).

Classification : Les protozoaires sont généralement répartis en quatre groupes basés sur le mécanisme de leur motilité (Brusca et Brusca, 2003) :

- ✓ Les rhizopodes : Ils se déplacent en formant des pseudopodes, prolongements protoplasmiques qui leur permettent aussi d'englober diverses particules. Ce sont des amibes dont certaines sont pathogènes pour l'homme (Brusca et Brusca, 2003).
- ✓ Les flagellés : Ils sont caractérisés par la présence d'un petit nombre d'organes locomoteurs longs et fins, s'insérant sous la membrane plasmique, appelés les flagelles. Les battements de ces flagelles sont à l'origine du mouvement des cellules. On trouve parmi les protozoaires flagellés des organismes responsables de maladies humaines, tel que les trypanosomes, responsables de la maladie du sommeil (Rogers, 2010).
- ✓ Les ciliés : Ce sont des protozoaires dont la cellule est entourée d'un grand nombre de cils, formations plus courtes que les flagelles dont les battements engendrent le déplacement. Ils possèdent deux noyaux, un micronoyau qui contrôle la reproduction alors que le macronoyau gère le reste des fonctions cellulaires. La reproduction asexuée des ciliés se produit par étranglement transversal, alors que la reproduction sexuée est caractérisée par une conjugaison entre deux cellules, sans production de gamètes (Rogers, 2010).
- ✓ Les sporozoaires : Ce sont des protozoaires immobiles, parasites obligatoires, au cycle évolutif complexe. Dans ce groupe figurent les plasmodium, responsables du paludisme et de la malaria (Cox, 1998).

Références bibliographiques

- Bauman, R. W. (2015). *Microbiology with Diseases by Body System*.
- Brandt, M. E., & Warnock, D. W. (2015). Taxonomy and classification of fungi. In *Manual of Clinical Microbiology, Eleventh Edition* (pp. 1935-1943). American Society of Microbiology.
- Brusca, R. C., & Brusca, G. J. (2003). *Invertebrates* (No. QL 362. B78 2003). Basingstoke.
- Callen, J. C. (2009). *Biologie cellulaire en 30 fiches*. Dunod.
- Cox, F. E. G. (1998). Control of coccidiosis: lessons from other sporozoa. *International Journal for Parasitology*, 28(1), 165-179.
- González, F., Romera, E., Ballester, A., Blázquez, M. L., Muñoz, J. Á., & García-Balboa, C. (2011). Algal biosorption and biosorbents. In *Microbial biosorption of metals* (pp. 159-178). Springer, Dordrecht.
- Heusser, S., & Dupuy, H. G. (2008). *Atlas de biologie animale-Tome 2-2e édition-Les grandes fonctions*. Dunod.
- Hiremath, P. S., Bannigidad, P., & Yelgond, S. S. (2012). Identification of Flagellated or Fimbriated Bacterial Cells using Digital Image Processing Techniques. *International Journal of Computer Applications*, 59(12).
- Holt, J. G., Krieg, N. R., Sneath, P. H., Staley, J. T., & Williams, S. T. (1994). *Bergey's manual of determinative bacteriology*. 9th. Baltimor: William & Wilkins.
- Lovitt, R. W., & Wright, C. J. (1999). *BACTERIA| The Bacterial Cell*.
- Miller, S. A., & Harley, J. P. (2011). *Zoology*. New York.
- Prescott, L. M., Willey, J. M., Sherwood, L., & Woolverton, C. J. (2014). *Prescott's microbiology*. McGraw-Hill Education.
- Rahi, D. K., & Soni, S. K. (2007). Applications and commercial uses of microorganisms. *Microbes: A source of energy in 21st century*. New India Publishing House, New Delhi, 69-126.
- Razin, S., & Jacobs, E. (1992). Mycoplasma adhesion. *Microbiology*, 138(3), 407-422.
- Rogers, K. (Ed.). (2010). *Fungi, algae, and protists*. Britannica Educational Publishing.
- Soni, S. K., & Soni, R. (2007). Introduction and fundamentals of microbiology. *Microbes: A source of energy in 21st century*. New India Publishing House, New Delhi, 3-67.

Tortora, G. J., Funke, B. R., & Case, C. L. (2016). *Microbiology: an introduction*. Pearson Higher Ed.

Vogel, T. M. (2001). *Bioremédiation des sols. Techniques de l'ingénieur. Bioprocédés*, (J3982).

Wang, J., & Chen, C. (2009). Biosorbents for heavy metals removal and their future. *Biotechnology advances*, 27(2), 195-226.

Woese, C. R. (1982). Archaeobacteria and cellular origins: an overview. *Zentralblatt für Bakteriologie Mikrobiologie und Hygiene: I. Abt. Originale C: Allgemeine, angewandte und ökologische Mikrobiologie*, 3(1), 1-17.

Chapitre II :

Parois microbiennes

II.1. INTRODUCTION

Les cellules des bactéries, des champignons et des algues partagent la présence d'une enveloppe extracellulaire épaisse et rigide, la paroi, qui est un assemblage biologique complexe de polysaccharides et de protéines : essentiellement peptidoglycane chez les bactéries, chitine et glucanes chez les champignons, cellulose chez les algues. Malgré une composition chimique totalement différente, la paroi remplit des fonctions similaires, elle détermine et maintient la forme et protège la cellule dans des environnements fluctuants, tout en permettant les échanges intercellulaires, la croissance et la division cellulaire (Ruiz-Herrera, 2012).

II.2. COMPOSITION DE LA PAROI DES BACTERIES

La paroi présente 20 % du poids sec de la cellule bactérienne et elle est composée principalement de peptidoglycane à l'exception des archéobactéries, dont la paroi diffère des autres bactéries. Beaucoup d'archéobactéries ont une paroi avec une couche unique épaisse et homogène comme les bactéries Gram positives. D'autres possèdent une couche superficielle de sous-unités protéiques et lipoprotéiques. La structure de la paroi bactérienne diffère entre les bactéries Gram positives et Gram négatives (figure 6) (Brown et al., 2015).

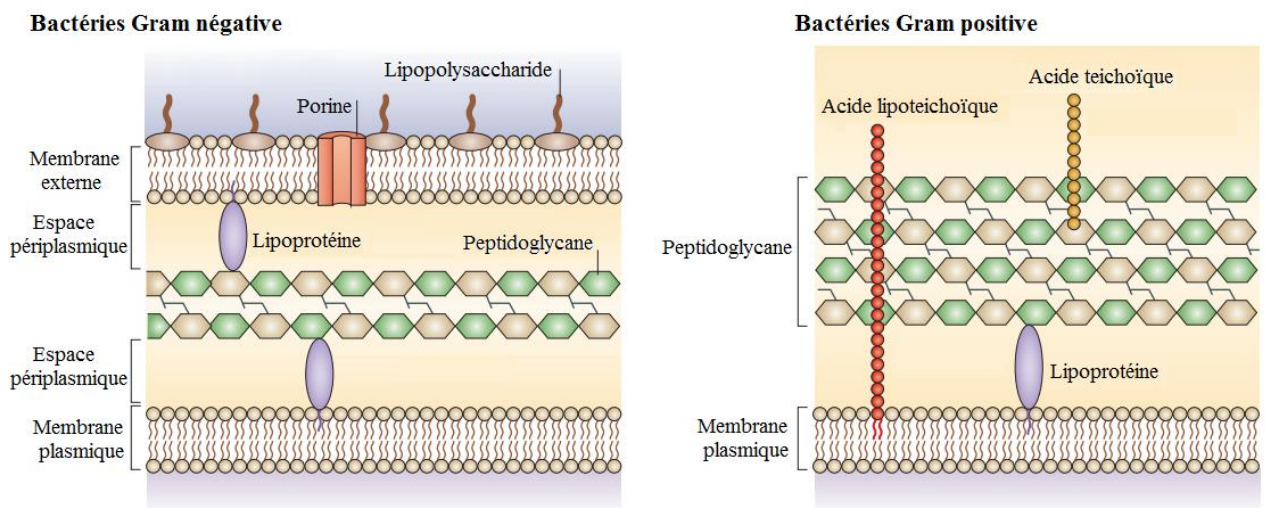


Figure 6 : Structure de la paroi des bactéries Gram positives et Gram négatives (Brown et al., 2015).

La paroi des bactéries à Gram positif est essentiellement formée d'une couche épaisse de peptidoglycane qui vient au contact de la membrane cytoplasmique, Celle-ci peut être recouverte d'une couche polysaccharidique. En plus du peptidoglycane, on retrouve un autre composant essentiel, les acides teichoïques. Chez les bactéries à Gram négatif, la paroi se présente sous la forme d'une couche mince du peptidoglycane (une ou deux feuilles) surmontée d'une membrane complexe supplémentaire, la membrane externe (Wang et Chen, 2009).

II.2.1. Peptidoglycane

Le peptidoglycane est un hétéropolymère formé de chaînes linéaires alternées de deux dérivés glucidiques : le N-acétyl glucosamine et l'acide N-acétyl muramique, liées en β (1-4) par des ponts glycosidiques. L'acide muramique est associé à un tétrapeptide formé de L-alanine, acide D-glutamique, L-lysine ou acide diaminopimélique et D-alanine (figure 7). Le troisième acide aminé est le L-lysine chez la plupart des bactéries à gram positive, alors que l'acide diaminopimélique est présent chez les bactéries à gram négatives et les bâtonnets à gram positives. La liaison entre les chaînes du peptidoglycane est assurée par des ponts inter-peptidiques entre le troisième acide aminé d'une chaîne et le quatrième acide aminé de la chaîne voisine. Ces ponts inter-peptidiques sont variables en fonction de l'espèce bactérienne (Sukhithasri et al., 2013).

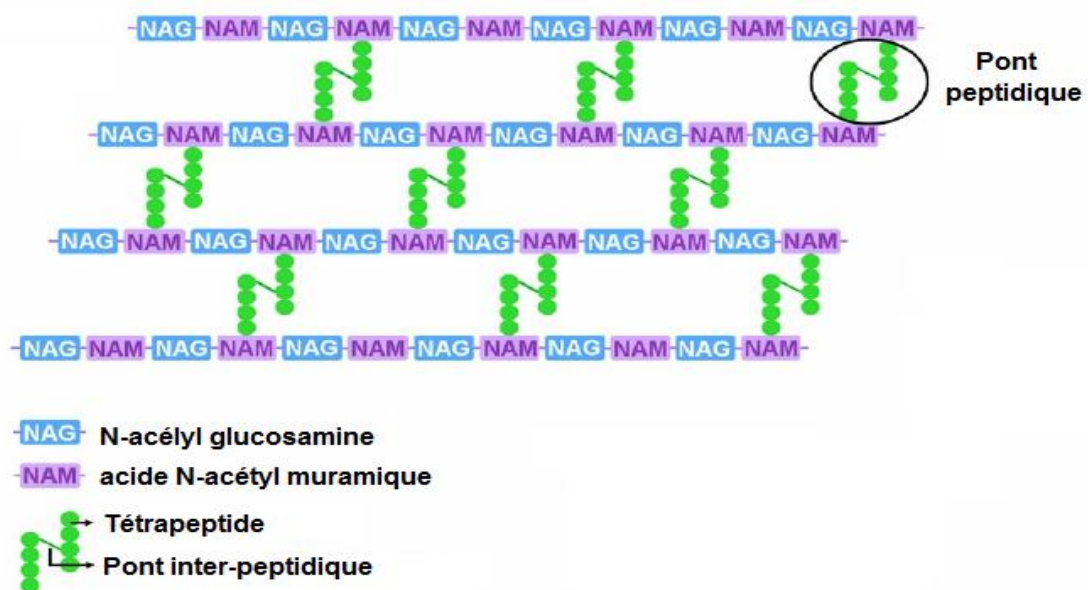


Figure 7 : Structure du peptidoglycane (Maliničová et al., 2010).

II.2.2. Acides teichoïques

Présent uniquement chez les bactéries à Gram positif et pouvant représenter jusqu'à 50 % du poids de la paroi. Ce sont des polymères composés d'unités de glycérophosphates ou du ribitolphosphates, dans lesquelles le glycérol ou le ribitol sont associés à des sucres comme le glucose, ou des acides aminés tels le D-alanine (figure 8). Les acides teichoïques sont connectés soit au peptidoglycane soit à la membrane plasmique par un glycolipide et sont appelés dans ce cas des acides lipoteichoïques (Brown et al, 2013).

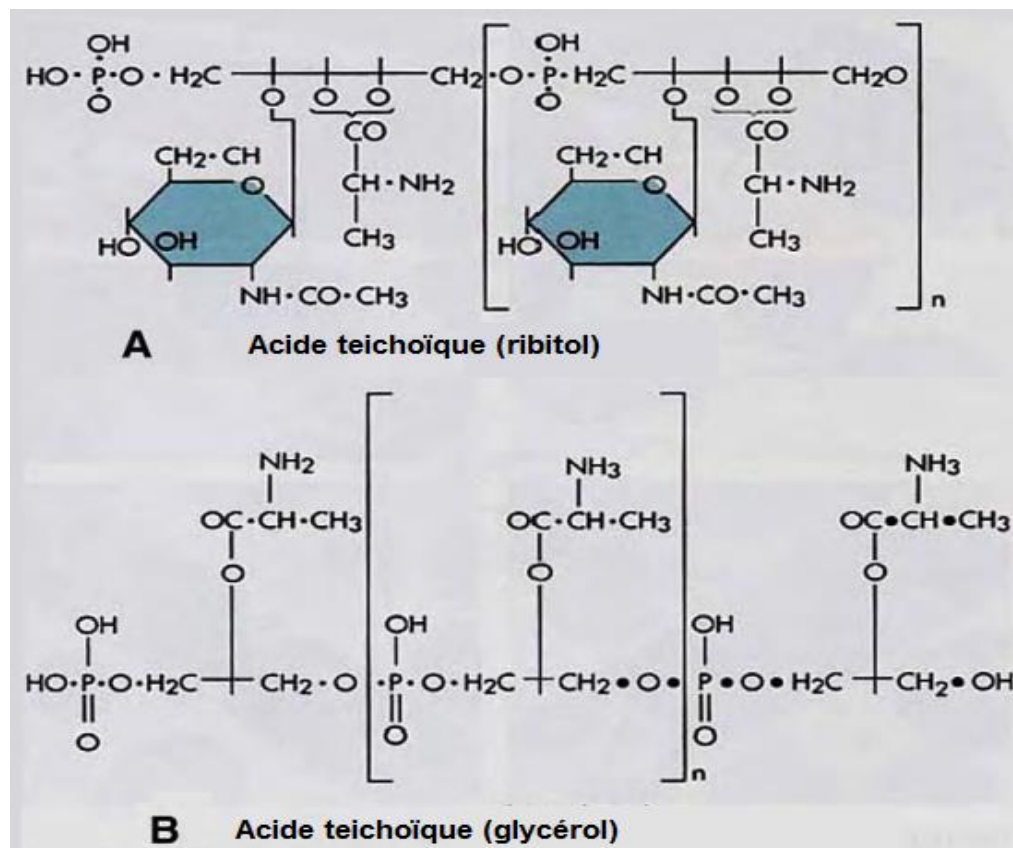


Figure 8 : Structure d'acide teichoïque (Wang et Chen, 2009).

II.2.3. Membrane externe

La membrane externe est constituée de trois éléments : des lipopolysaccharides, des phospholipides et des lipoprotéines. Les lipopolysaccharides (LPS) (figure 9) de la membrane externe sont des grandes molécules complexes contenant à la fois des lipides et des glucides, elles sont formées de trois parties : le lipide A, le polysaccharide centrale et la chaîne latérale O.

Le lipide A est enfoui dans la membrane externe tandis que le reste de la molécule du LPS est projeté vers l'extérieur, il est libéré après la mort des bactéries et agit comme une endotoxine. Le lipide A est responsable des symptômes qui apparaissent lors de l'infection par des bactéries à gram négatives. Le polysaccharide central est lié au lipide A et contient des sucres ayant une structure inhabituelle. La chaîne latérale O appelée aussi antigène O est une chaîne polysaccharidique courte s'étendant au-delà du polysaccharide central, sa composition varie selon les souches bactériennes (Tortora et al., 2016).

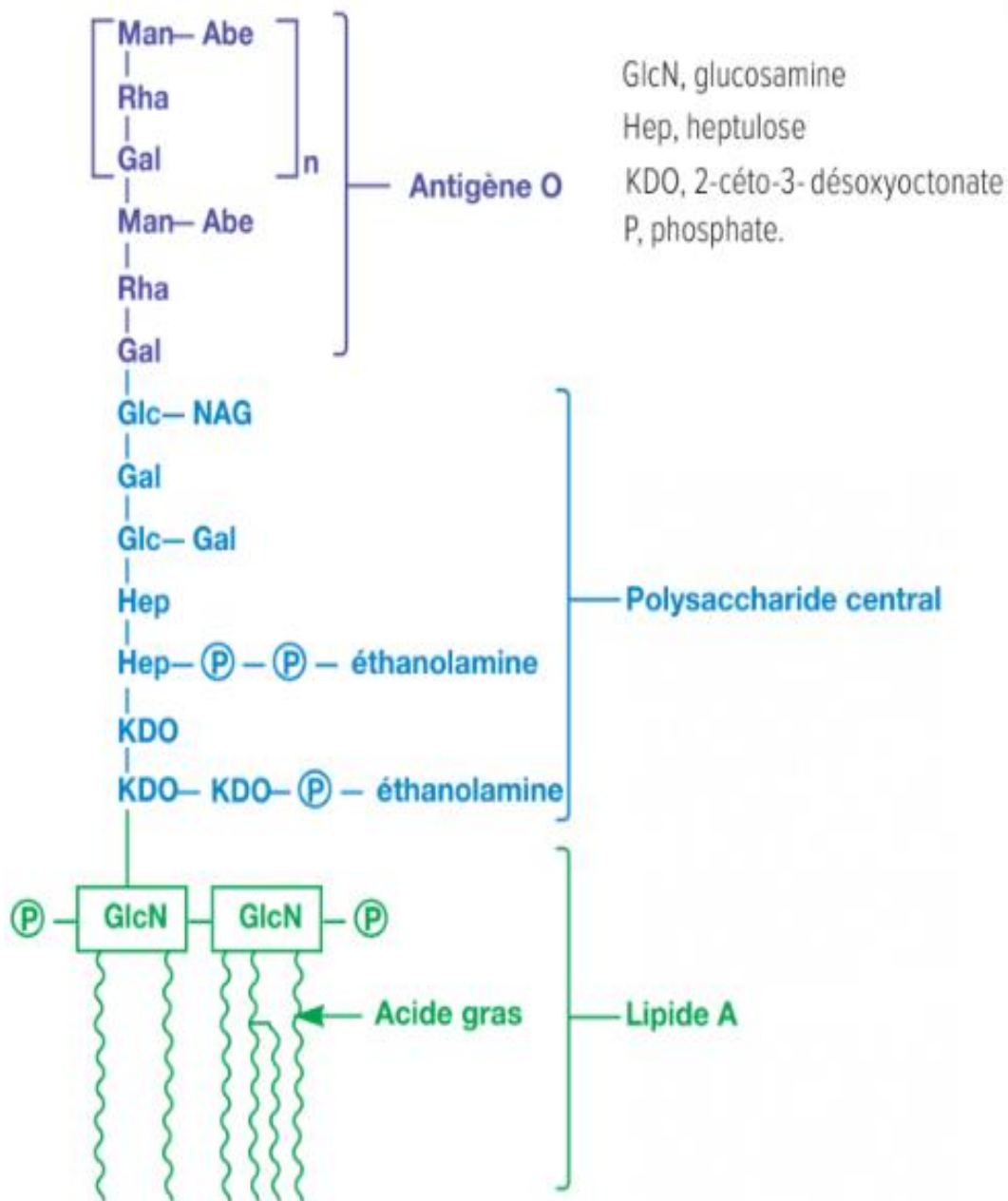


Figure 9 : la structure du lipopolysaccharide (Wang et Chen, 2009).

II.3. STRUCTURE DE LA PAROI DES CHAMPIGNONS

Les champignons possèdent une paroi cellulaire constituée principalement de polymères saccharidiques ; la chitine, les glucanes, les mannanes et des protéines, formant des couches disposées les unes sur les autres (figure 10). La couche interne est composée de chitine, polymère de N-acétylglucosamine liées entre eux par des liaisons β -1,4. Elle est parfois accompagnée de chitosanes, c'est à dire de chitine désacétylée (polymères de N-glucosamine). La couche intermédiaire est composée de glucanes, qui sont majoritairement de forme β -1,3 et β -1,6 mais des formes mixtes β -1,3- β -1,4 et des formes α -1,3 et α -1,4 ont également été décrites. La couche externe est composée de mannanes (polymères de mannose) liés aux protéines de la paroi (mannoprotéines) par des liaisons ester ou amide, cette couche est absente chez les moisissures. La composition de la paroi varie entre les moisissures et les levures, et également entre les différentes espèces fongiques et même entre leurs souches (Sukhithasri et al, 2013).

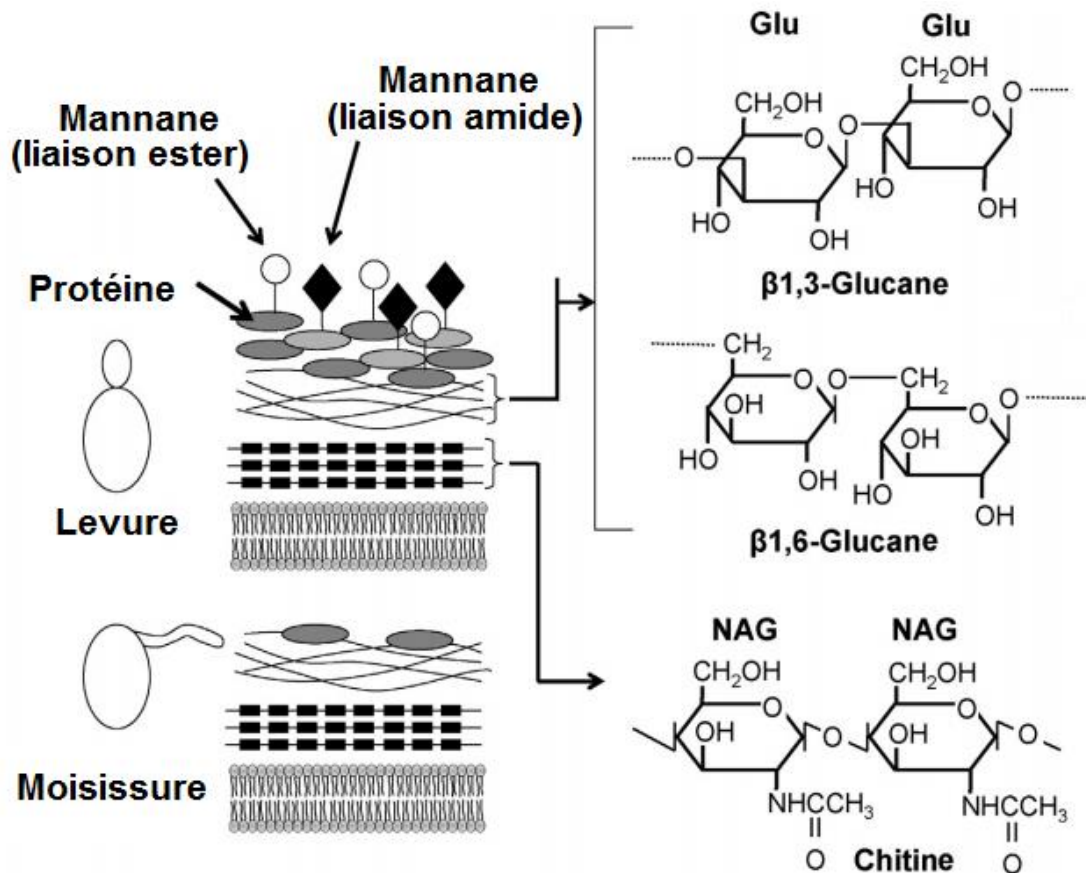


Figure 10 : Structure de la paroi des champignons (Sukhithasri et al., 2013).

II.4. STRUCTURE DE LA PAROI DES ALGUES

La paroi des algues diffère significativement de celles des autres organismes végétaux par son organisation et sa composition (figure 11). Elle peut être interprétée comme étant généralement une structure biphasique composée d'une phase fibrillaire cristalline squelettique et d'une phase matricielle dont les structures, de compositions variables selon les espèces, sont parmi les plus complexes connues dans la nature (Wang et Chen, 2009).

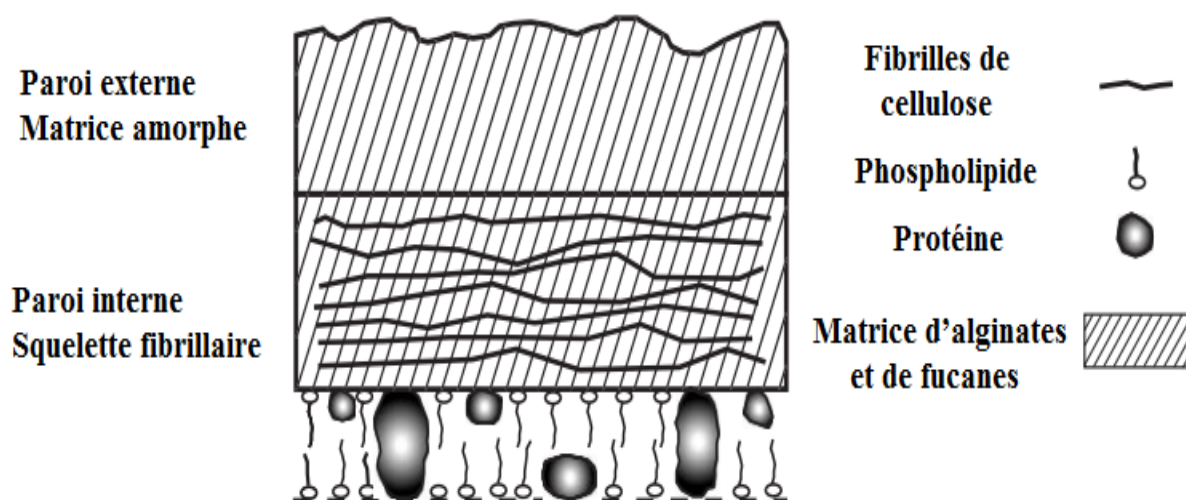


Figure 11 : Structure de la paroi cellulaire des algues brunes (Davis et al., 2003).

II.4.1. La phase fibrillaire

Chez la plupart des algues marines pluricellulaires, les polymères squelettiques sont des polysaccharides neutres, linéaires dont le plus courant est la cellulose. Des xylanes et des mannanes sont également rencontrés, en fonction des espèces et des étapes du cycle de développement.

II.4.2. La phase matricielle

La phase matricielle des algues est très complexe. Il s'agit d'un mucilage hydrosoluble pouvant parfois être associé à des protéines, et comportant également de l'eau et des enzymes. Seuls certains polysaccharides matriciels ont été complètement caractérisés (Davis et al, 2003).

1. Les polysaccharides matriciels des algues vertes

La matrice amorphe des algues vertes, constituée d'un polysaccharide polyanionique sulfaté de haut poids moléculaire (entre 10^5 et 10^6 Da) est composée principalement par des oses neutres (Xylose, Glucose, Galactose, Rhamnose) et en plus faible quantité d'acides uroniques. Il n'est pas possible d'en rapporter la structure à une unité structurale plus ou moins répétitive comme chez les algues rouge et les algues brune (Domozych et al., 2012).

2. Les polysaccharides matriciels d'algues brunes

Fucanes : Les fucanes sont des polysaccharides sulfatés présents dans la matrice intercellulaire des algues brunes dont ils constituent environ 40% de la masse sèche (figure 12). Ils varient depuis des molécules riches en fucose vers des molécules pauvres en cet ose comportant de grandes proportions de galactose, de xylose ou encore d'acide uronique. Certains auteurs distinguent classiquement trois catégories de structures :

- ✓ Les fucoïdanes, polymères du L-fucose pour lesquels plusieurs motifs structuraux assez proches ont été décrits Ex : liaisons α (1→3) de fucoses di-O-sulfatés en 2 et 3 ou O-sulfatés en 4;
- ✓ Les ascophyllanes, qui sont des xylofucoglycuronanes, le plus souvent des poly β (1→4) D- mannuronanes substitués latéralement par de courtes chaînes sulfatées (3O-D-xylosyl-L-fucose-4-sulfate);
- ✓ Les sargassanes ou glycuronofucoglucanes, chaînes linéaires de galactose liées (1→4) et substitués en C-5 par des restes fucosyl-3-phosphate ou, sporadiquement par un acide uronique (Bruneton, 2009).

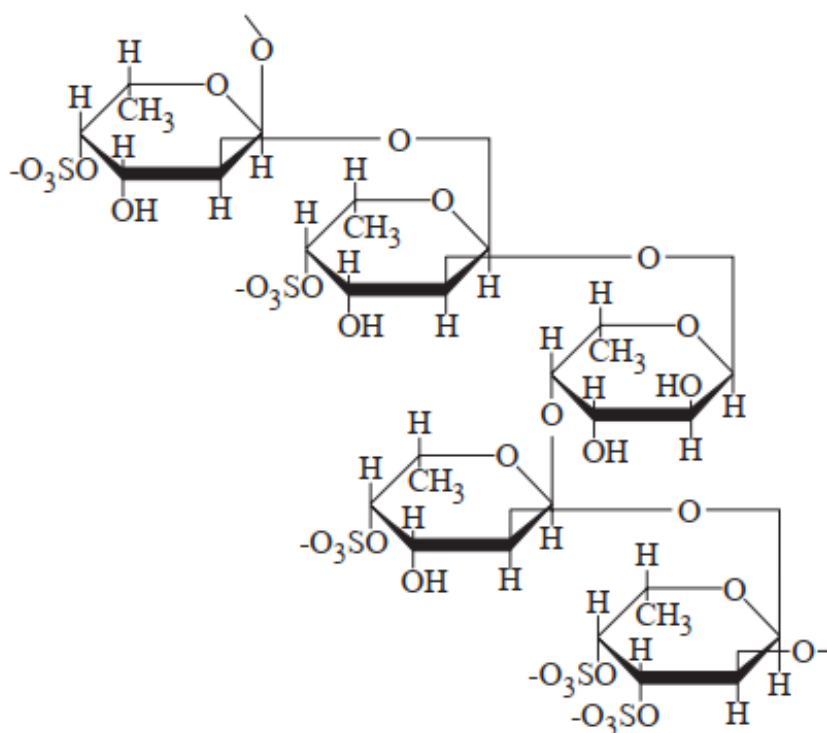


Figure 12 : Structure des fucanes (Davis et al., 2003).

Alginates : L'acide alginique est un polymère linéaire constitué de deux unités monosaccharidiques : l'acide β -D- mannuronique (M) et l'acide α -L- guluronique (G), qui sont organisés en région homopolymériques, les blocs polymannuronate (bloc M) et les blocs polyguluronate (bloc G), et en régions hétéopolymériques (bloc MG) où les deux monomères alternent (figure 13) (Davis et al., 2003).

Les polysaccharides matriciels d'algues rouges : Les galactanes sulfatés sont les principaux composants de la phase matricielle des algues rouges. Elles sont divisées en deux groupes : les agarocolloïdes et les carraghénanes, tous les deux sont formés sur la base d'un enchainement linéaire d'unités 3- β -D-galactopyranose (unité A) et 4- α -D/L-galactopyranose (unité B). Les unités A sont toujours de configuration D, tandis que les unités B sont de configuration D dans le cas des carraghénanes et L dans le cas des agarocolloïdes. Un certain nombre de groupement hydroxyles de ces galactopyranoses peut être sulfaté, méthylé, pyruvaté ou encore substitué par un monosaccharide. Enfin, une partie plus ou moins importante des unités B peut exister sous forme de 3,6-anhydrogalactopyranose.

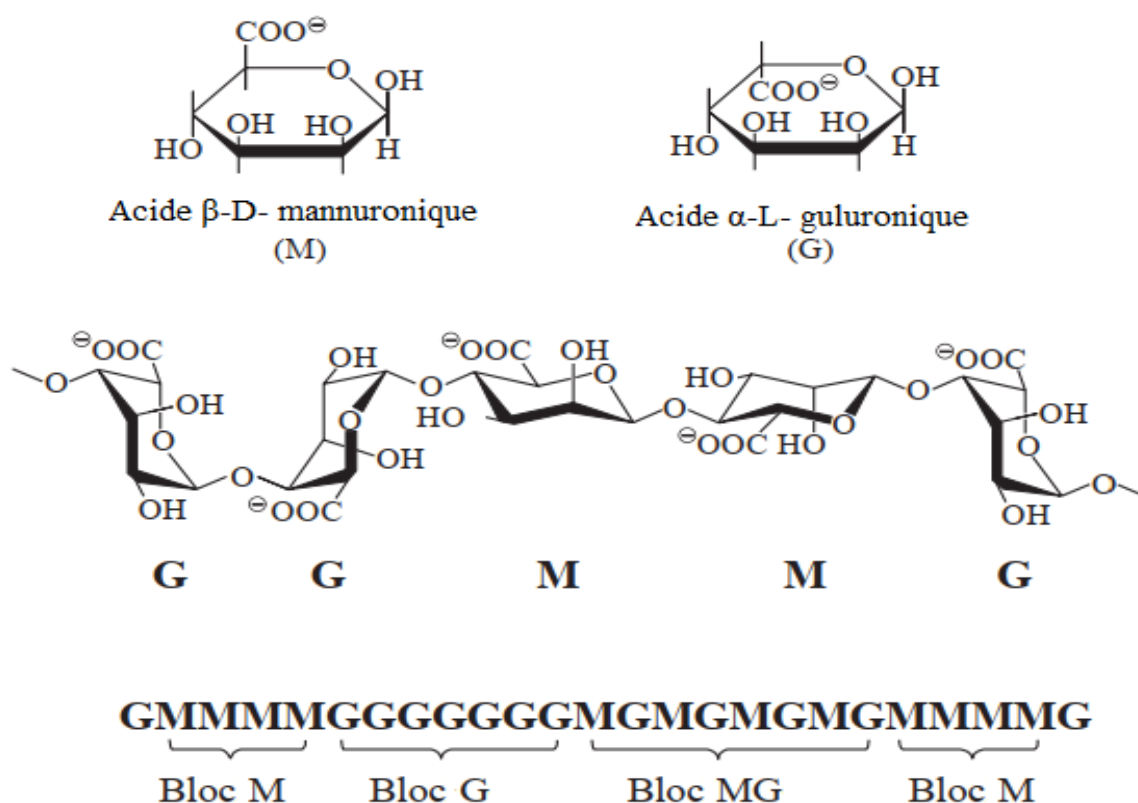


Figure 13 : Structure des alginates (Davis et al., 2003)

Agarocolloïdes : Les agarocolloïdes sont divisés en deux groupes : les agars et les agaroides. La principale différence entre ces deux groupes réside dans le fait que chez les agars, une partie importante des unités B est sous la forme de 3,6-anhydro-galactopyranose et que le pourcentage de groupements sulfate y est plus faible (environ 2%) que chez les agaroides (environ 20%) (Delattre et al., 2011).

- ✓ Agars : L'agar, actuellement appelé «agar-agar», a été extrait des algues rouge appartenant aux espèces de *Gelidium*, *Pterocladia*, *Petrocladiella*, *Gracilaria* et *Hypnea* (Kaliaperumal et Chennubhotla, 2017). L'agar est essentiellement constitué d'agarose et d'agaropectine (figure 14). L'agarose est un polysaccharide linéaire faiblement sulfaté, dont l'unité de répétition fondamentale appelée agarobiose est constitué de D-galactose partiellement méthylée et de 3-6 anhydro-L-galactose liés en α 1-3 et β 1-4. L'agaropectine, dont la structure est voisine de celle de l'agarose, substitué par des groupements sulfates, pyruvates et méthyles (Lee et al., 2017).

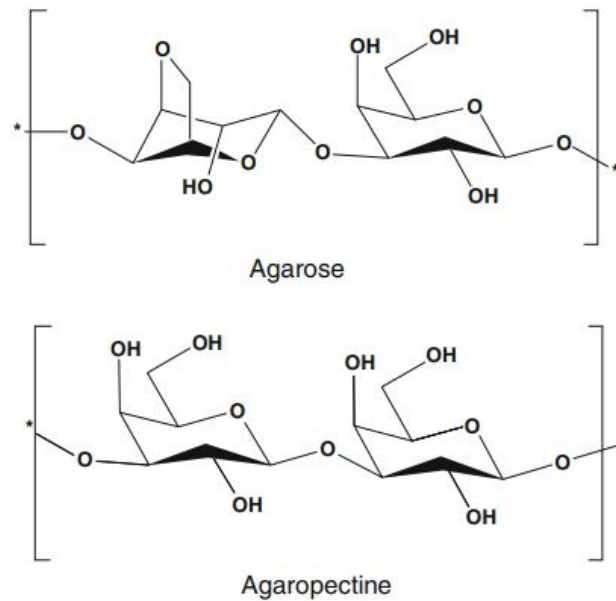


Figure 14 : Structure d'agarose et d'agaropectine (Anbuechzian et al., 2015).

- ✓ Agaroides : Ils sont proches de cette structure idéale d'agarobiose, mais ils comportent néanmoins beaucoup moins d'unités 3,6-anhydrogalactose, remplacées par des unités 4- α -L-galactopyranose simples, et le taux de groupements sulfate y est plus important (20%). Ces derniers sont d'ailleurs généralement placés entre autre sur le carbone 6 des unités 4- α -L-galactopyranose. Parmi ces agaroides, deux exemples peuvent être cités :

Les funoranes : dont les proportions en D-galactose et L-3,6-anhydrogalactose sont identiques à celles des agars, mais dont les hydroxyles placés sur les carbones 6 du 3- β -D-galactopyranose et 2 du 4- α -L-galactopyranose sont substitués soit par un groupement sulfate, soit par un groupement méthyle.

Les porphyranes : extraits par exemple de *Porphyra umbilicalis*, pour lesquels les unités 3- β -D-galactopyranose sont méthylées ou sulfatées en 6, et dont une unité 4- α -L-3,6-anhydrogalactose sur deux est remplacée par une unité 4- α -L-galactopyranose-6-sulfate (Delattre et al., 2011).

- ✓ Carraghénanes : Les carraghénanes sont des galactanes linéaires sulfatés (figure 15), de poids moléculaire compris entre 10^5 et 10^6 Da environ. Ces polymères sont constitués d'un enchaînement d'unités D-galactopyranoses, reliées alternativement par des liaisons $\alpha(1\rightarrow3)$ et $\beta(1\rightarrow4)$. Les unités de répétition sont donc des disaccharides, appelés carrabioses, qui se distinguent par leur degré de sulfatation et par la présence ou non d'un pont 3,6-anhydro sur l'unité α -D galactopyranose. Il existe également d'autres substitutions telles que des groupements méthyles ou pyruvates. Il arrive aussi que les carraghénanes soient substitués par des groupements glycosidiques tels que le β -D-xylopyranose (Delattre et al., 2011). Les unités β -D-galactopyranose et α -D-galactopyranose adoptent la conformation chaise 4C_1 qui permet de placer en position équatoriale les groupements les plus volumineux, comme le groupement CH_2OH , ainsi que les éventuels substituants. Pour les unités 3,6-anhydro-D-galactopyranose, la conformation en chaise 1C_4 est imposée par la présence du pont 3,6-anhydro. Les carraghénanes sont classés en différentes familles en fonction du nombre et la position des groupements sulfates, la teneur en 3,6-anhydro D-galactose et leur solubilité dans une solution du chlorure de potassium (Necas et Bartosikova, 2013).

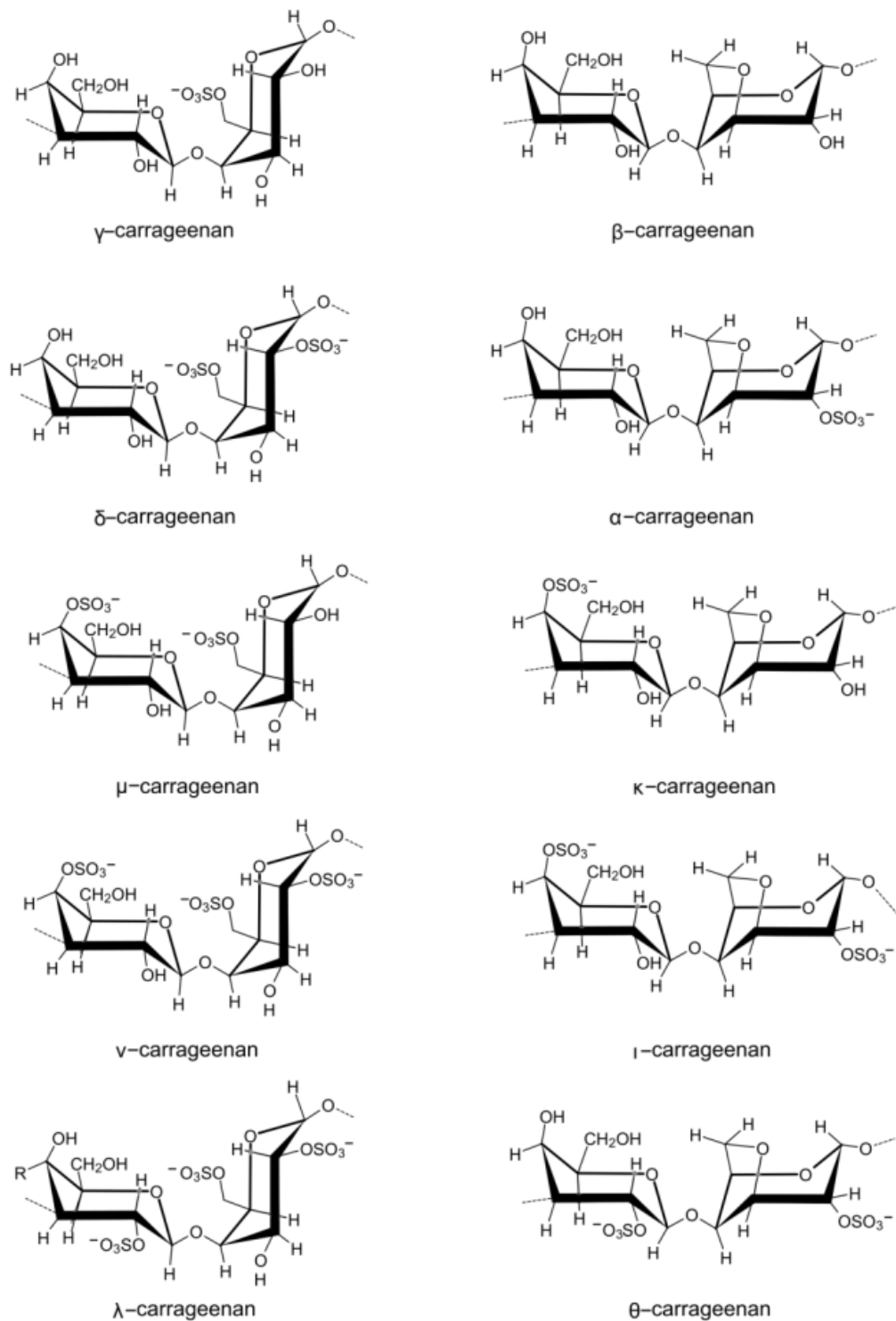


Figure 15 : Structures chimiques des carraghénanes (Necas et Bartosikova, 2013).

Références bibliographiques

- Anbuezhian, R., Karuppiah, V., & Li, Z. (2015). Prospect of marine algae for production of industrially important chemicals. In *Algal Biorefinery: An Integrated Approach* (pp. 195-217). Springer, Cham.
- Brown, L., Wolf, J. M., Prados-Rosales, R., & Casadevall, A. (2015). Through the wall: extracellular vesicles in Gram-positive bacteria, mycobacteria and fungi. *Nature Reviews Microbiology*, 13(10), 620-630.
- Brown, S., Santa Maria Jr, J. P., & Walker, S. (2013). Wall teichoic acids of gram-positive bacteria. *Annual review of microbiology*, 67, 313-336.
- Bruneton, J. (2009). *Pharmacognosie, phytochimie, plantes médicinales* (4e éd.). Tec & Doc/Lavoisier, Paris, 841-842.
- Davis, T. A., Volesky, B., & Mucci, A. (2003). A review of the biochemistry of heavy metal biosorption by brown algae. *Water research*, 37(18), 4311-4330.
- Delattre, C., Fenoradosoa, T. A., & Michaud, P. (2011). Galactans: an overview of their most important sourcing and applications as natural polysaccharides. *Brazilian archives of biology and technology*, 54(6), 1075-1092.
- Domozych, D., Ciancia, M., Fangel, J. U., Mikkelsen, M. D., Ulvskov, P., & Willats, W. G. (2012). The cell walls of green algae: a journey through evolution and diversity. *Frontiers in plant science*, 3, 82.
- Kaliaperumal, N., & Chennubhotla, V. (2017). Studies on value added products from Indian marine algae—A review. *Seaweed research and utilisation association*, 1.
- Lee, W. K., Lim, Y. Y., Leow, A. T. C., Namasivayam, P., Abdullah, J. O., & Ho, C. L. (2017). Biosynthesis of agar in red seaweeds: A review. *Carbohydrate polymers*, 164, 23-30.
- Maliničová, L., Píknová, M., Pristaš, P., & Javorský, P. (2010). Peptidoglycan hydrolases as novel tool for anti-enterococcal therapy. *Current Research, Technology and Education Topics in Applied Microbiology and Microbial Biotechnology. The Formatex Microbiology Book Series*, 1, 463-472.
- Necas, J., & Bartosikova, L. (2013). Carrageenan: a review. *Veterinarni medicina*, 58(4).

Ruiz-Herrera, J. (2012). Fungal cell wall: structure, synthesis, and assembly. *Fungal cell wall: structure, synthesis, and assembly.*, (Ed. 2).

Sukhithasri, V., Nisha, N., Biswas, L., Kumar, V. A., & Biswas, R. (2013). Innate immune recognition of microbial cell wall components and microbial strategies to evade such recognitions. *Microbiological research*, 168(7), 396-406.

Tortora, G. J., Funke, B. R., & Case, C. L. (2016). *Microbiology: an introduction*. Pearson Higher Ed.

Wang, J., & Chen, C. (2009). Biosorbents for heavy metals removal and their future. *Biotechnology advances*, 27(2), 195-226.

Chapitre III :

Épuration des eaux

III.1. INTRODUCTION

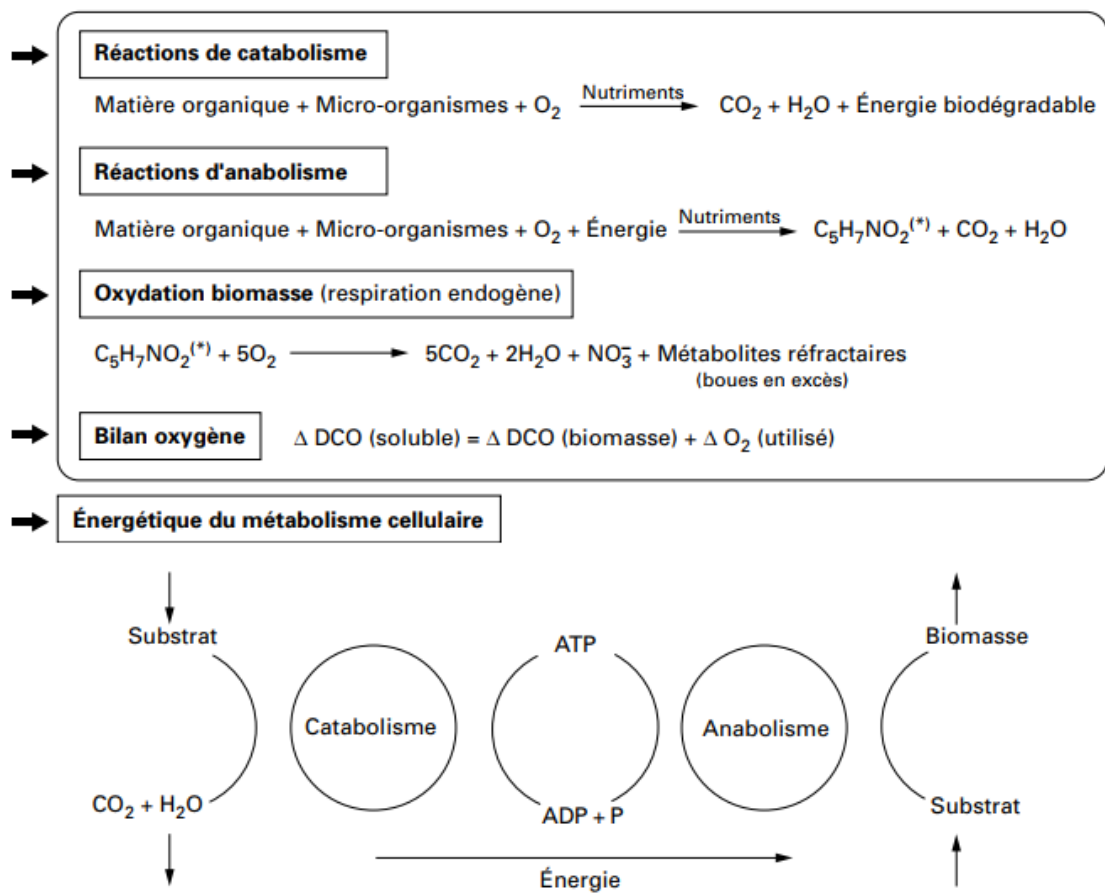
Le traitement biologique des eaux usées est le procédé qui permet la dégradation des polluants grâce à l'action de microorganismes. Ce processus existe spontanément dans les milieux naturels tels que les eaux superficielles suffisamment aérées. Une multitude d'organismes est associée à cette dégradation selon différents cycles de transformation. Parmi ces organismes, on trouve généralement des bactéries, des algues, des champignons et des protozoaires.

L'élimination de la pollution organique sous forme finement colloïdale ou en solution, est essentiellement le fait de procédés d'épuration biologiques et peut se réaliser par voie aérobie (en présence d'oxygène) ou anaérobie (en absence d'oxygène). La voie biologique constitue, en raison de son efficacité et de sa rusticité, le mode le plus utilisé d'épuration secondaire des eaux résiduaires urbaines et de certaines eaux industrielles.

III.2. EPURATION BIOLOGIQUE AEROBIE

L'épuration biologique aérobie est utilisée pour l'élimination de la pollution organique carbonée et azotée. Dans ce type d'épuration des microorganismes hétérotrophe, principalement des bactéries, dégradent les matières organiques présentes dans l'eau en présence d'oxygène pour se développer et produire de CO₂, d'eau et d'azote inorganique (figure 16).

La dégradation bactérienne de la pollution azotée s'effectue en plusieurs étapes (figure 17). Les microorganismes impliqués appartiennent à deux groupes très spécifiques, les nitrosobactéries (genre *Nitrosomonas*) et les nitrobactéries (genre *Nitrobacter*) (Boeglin, 1998).



(*) C₅H₇NO₂ formule qui décrit la composition élémentaire de la matière vivante des bactéries

Figure 16 : Mécanismes de métabolisation aérobie de la pollution carbonée (Boeglin, 1998).

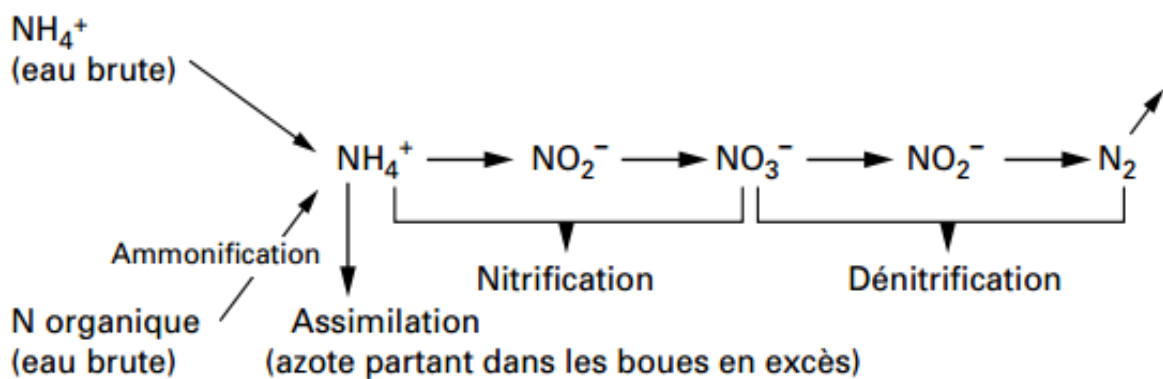


Figure 17 : Etapes de la métabolisation de la pollution azotée (Boeglin, 1998).

III.3. EPURATION BIOLOGIQUE ANAEROBIE

La dégradation anaérobie de la matière organique conduisant à formation de CH_4 et de CO_2 est un processus complexe qui nécessite la coexistence de différents types de bactéries et s'effectue en quatre étapes principales (figure 18).

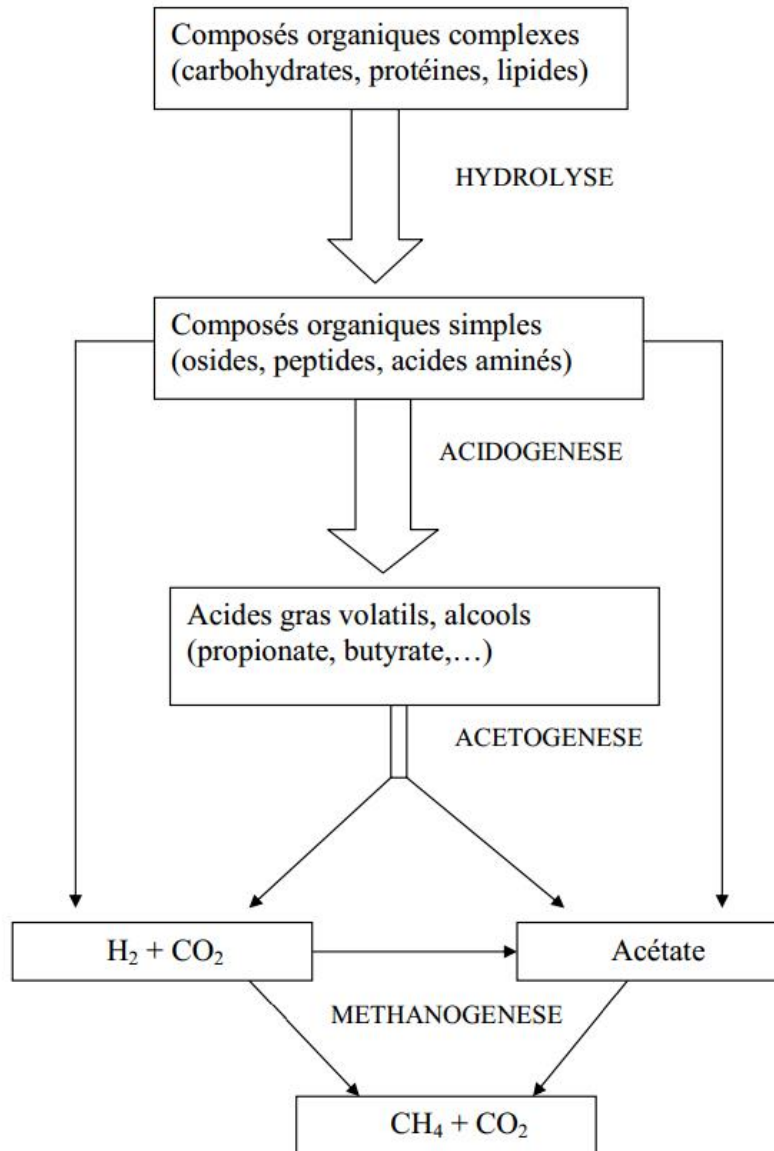


Figure 18 : Etapes de la digestion anaérobie des composés organiques (Ersahin et al., 2011).

1. Hydrolyse

L'hydrolyse est une étape nécessaire permettant de transformer les molécules organiques complexes (cellulose, protéines, lipides) en monomères solubles tels que les acides aminés, les acides gras, le glucose et le glycérol.

2. Acidogénèse

Les produits de l'hydrolyse sont fermentés en composés organiques simples à courte chaîne par des bactéries acidogènes. Cette étape aboutit à un mélange d'acides gras volatils et d'alcools.

3. Acétogénèse

Cette étape est réalisée par des bactéries acétogènes et conduit à la formation d'acétate, de CO₂ et d'hydrogène.

4. Méthanogénèse

C'est la dernière étape de la digestion anaérobie. Les deux voies principales de la méthanogénèse sont la réduction du CO₂ et la décarboxylation de l'acide acétique qui représente environ 70% de la formation de méthane (Ahammad et al., 2013).

III.4. PROCÉDES D'EPURATION DES EAUX USEES

Les microorganismes utilisés dans le traitement des eaux usées peuvent être soit libres, c'est-à-dire intimement mêlés au milieu aqueux à épurer, soit fixés sur un support solide à la surface duquel percole l'eau à traiter (Gaïd, 2008).

III.4.1. Procédés à cultures libres

1. Boues activés

Le procédé à boues activées consiste à provoquer le développement d'un floc bactérien, dans un bassin alimenté en eau usée à traiter (bassin d'activation ou d'aération), en brassant suffisamment la masse pour éviter la décantation des floes, et en lui fournissant l'oxygène nécessaire à la prolifération des microorganismes. Le bassin d'aération peut être précédé d'un décanteur primaire, dans le but d'éliminer les matières en suspension décantables, et sera suivi d'un clarificateur, qui assurera la séparation de l'effluent épuré avec les boues ; celles-ci seront en partie recyclées dans le bassin d'aération pour en assurer le réensemencement et la concentration permanente, et en partie extraites vers le traitement des boues (boues en excès) (Boeglin, 1998).

2. Lagunage

Le lagunage est un procédé d'épuration qui consiste à faire circuler des effluents dans une série de bassins pendant un temps suffisamment long pour réaliser les processus naturels de l'auto-épuration. Il est pratiqué dans les régions très ensoleillées, dans des bassins de faible profondeur (Dhaouadi, 2008).

Lagunage naturel : Il est pratiqué dans des bassins d'une profondeur de 0,8 à 1 m où l'oxygène nécessaire est fourni par l'activité photosynthétique des algues vertes qui se développent abondamment dans le milieu (figure 19). Un équilibre biologique se crée, les bactéries transforment la matière organique en dioxyde de carbone (CO_2) et en sels minéraux (nitrates, phosphates) utilisés par les algues pour synthétiser leur matière vivante et produire de l'oxygène (Boeglin, 1998). Ce traitement demande des surfaces importantes avec un temps de séjour de l'ordre de 30 à 60 jours. L'inconvénient majeur est le dépôt qui se produit à la longue et qui reste en phase anaérobie, alors un curage périodique est indispensable (Dhaouadi, 2008).

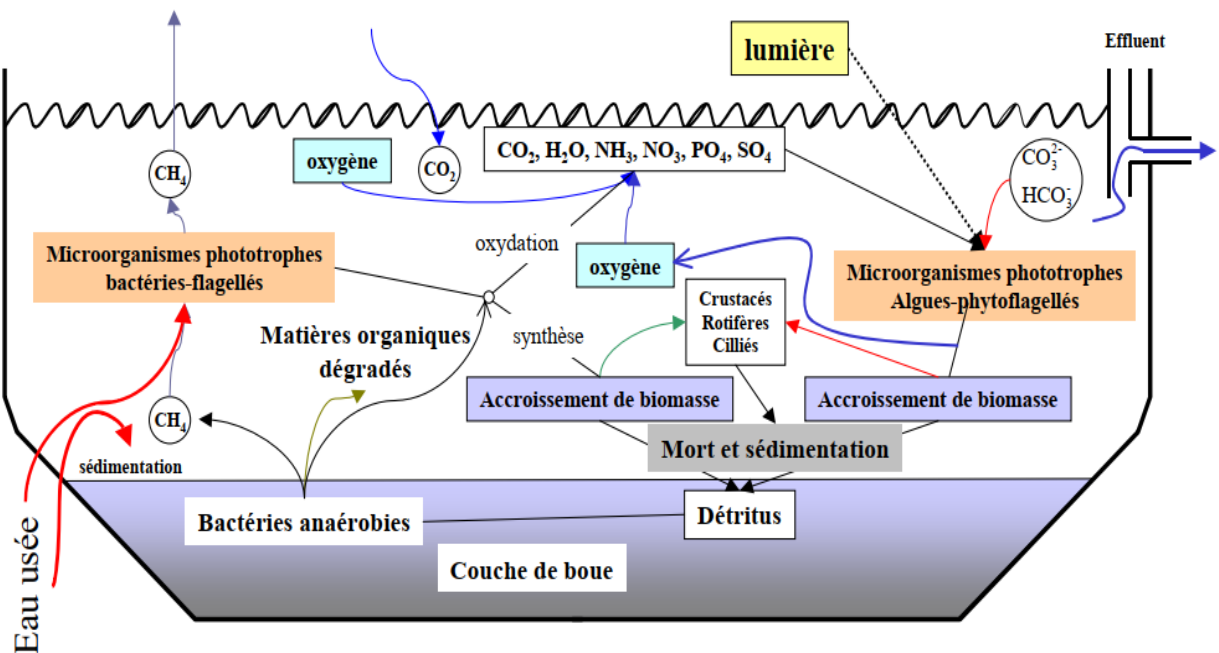


Figure 19 : Cycle biologique d'une lagune (Dhaouadi, 2008).

Lagunage aéré : En fournissant l'oxygène par un moyen mécanique, on peut accroître la profondeur de la lagune de 1 à 4 m et réduire considérablement les surfaces utilisées (Dhaouadi, 2008). Un autre avantage réside dans l'utilisation d'un matériel d'aération adapté qui permet d'assurer un brassage suffisant de l'ensemble, pour éviter les dépôts et le passage en phase anaérobie du fond du bassin. L'aération est généralement pratiquée par des aérateurs de surface montés sur équipage flottant (Boeglin, 1998).

III.4.2. Procédés à cultures fixés

Les procédés biologiques à cultures bactériennes fixées dérivent d'une intensification des processus naturels d'épuration de filtration par le sol (Boeglin, 1998). Dans ce genre de procédés, les microorganismes sont fixés sur un support inerte et forment un biofilm (Dhaouadi, 2008).

1. Lits bactérien

Le principe de fonctionnement d'un lit bactérien consiste à faire ruisseler l'eau à traiter, préalablement décantée, sur un garnissage poreux ou caverneux accumulé sur une hauteur convenable et qui sert de support aux microorganismes épurateurs. L'aération provient soit du tirage naturel soit par une ventilation forcée. La microflore se développe à la surface du support sous forme de pellicules membraneuses très riches en colonies microbiennes.

La pollution contenue dans l'eau et l'oxygène de l'air diffusent à travers le film biologique jusqu'aux microorganismes épurateurs tandis qu'inversement les sous-produits et le dioxyde de carbone s'éliminent dans les fluides en circulation. Selon l'épaisseur du film, une couche anaérobie peut apparaître sous la couche aérobie. Le film biologique ou mucilage comporte des bactéries hétérotrophes généralement proches de la surface et des autotrophes (bactéries nitrifiantes) près du support (Boeglin, 1998).

2. Lit fixe immergé (biofiltre)

La biofiltration combine les processus d'épuration physique et biologique par l'utilisation d'un matériau de faible granulométrie colonisé par une biomasse épuratrice et à travers lequel transite l'effluent à traiter (figure 20). Lors du fonctionnement, le biofiltre se colmate progressivement du fait du développement de la biomasse et des matières en suspension retenues, des lavages périodiques sont donc nécessaires.

Les différents procédés techniques de biofiltration, se distinguent par la nature et la granulométrie du matériau, la technologie du transfert d'air, le sens de filtration, le mode de lavage (Gaïd, 2008).

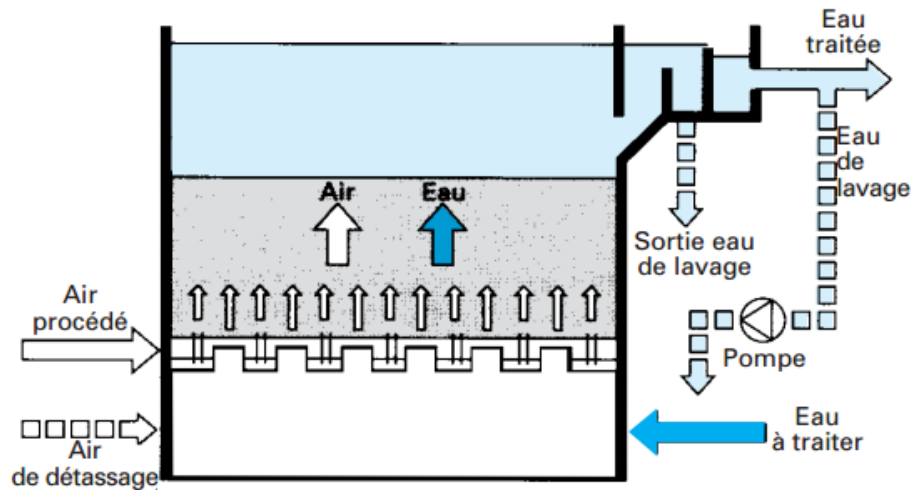


Figure 20 : biofiltre à flux ascendant (Gaïd, 2008).

3. Disques biologiques

Les disques biologiques ou biodisques (figure 21) sont des disques enfilés parallèlement sur un axe horizontal tournant. Ces disques plongent dans une auge, où circule l'eau à épurer ayant subi une décantation. Pendant une partie de leur rotation ils se chargent de substrat puis ils émergent dans l'air le reste du temps (pour absorber de l'oxygène). Les disques sont recouverts par un biofilm sur les deux faces. Ils ont un diamètre de 1 à 3 m, sont espacés de 20 mm et tournent à une vitesse de 1 à 2 tr/mn.

Les boues en excès se détachent du disque et sont récupérées dans un clarificateur secondaire avant rejet dans le milieu naturel. Ce dispositif d'épuration ne supporte pas d'arrêt de rotation. La partie émergée sèche rapidement, alors que la partie immergée continue à se charger. Cela crée un grand déséquilibre qui détériore le moteur lors de la remise en route (Dhaouadi, 2008).

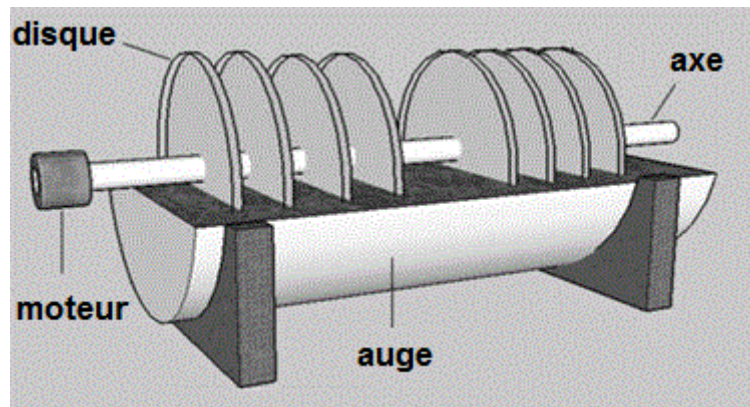


Figure 21 : Schéma des disques biologiques (Cortez et al., 2008).

4. Lits fluidisés

Un réacteur à lit fluidisé (figure 22) consiste en une colonne garnie de particules traversée par un fluide. La mise en suspension des particules contenues dans cette colonne s'appelle la fluidisation. Elles sont constamment en mouvement les unes par rapport aux autres et donc leur surface est toujours en contact avec de nouvelles molécules de fluide. Selon le débit du fluide, les particules forment un lit plus ou moins dense se comportant comme un milieu poreux. A faible débit, le lit reste fixe. Lorsque le débit circulant de bas en haut à travers le lit de particules augmente, les frottements du gaz sur les particules équilibrent leurs poids et le minimum de fluidisation est atteint. Quand le débit devient supérieur au minimum de fluidisation, le lit se dilate et les particules sont individualisées : la fluidisation est atteinte.

La fluidisation peut être diphasique (solide-liquide) ou triphasique (solide-liquide-gaz).

Dans la fluidisation diphasique, le solide représente le matériel de garnissage et le liquide est l'eau usée. Dans la fluidisation triphasique, le liquide est toujours l'eau usée, alors que le gaz est soit l'air ou l'oxygène, la fluidisation est assurée par l'écoulement à co-courant ou bien à contre-courant du gaz et du liquide (Bello et al, 2017).

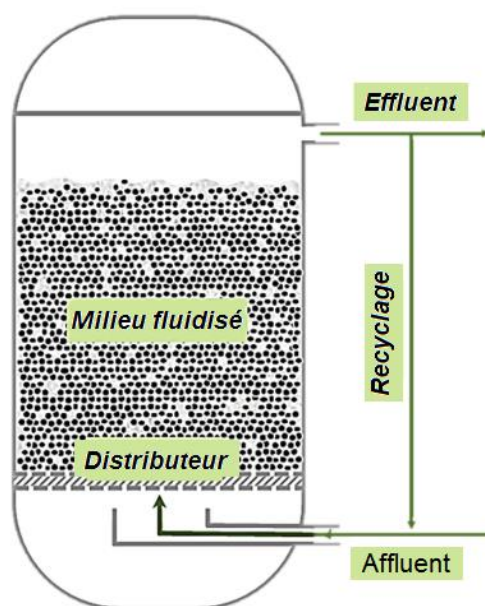


Figure 22 : Schéma simplifié d'un réacteur à lit fluidisé (Bello et al, 2017).

III.5. BIOSORPTION

La biosorption peut être définie comme l'élimination des polluants à partir des solutions aqueuses par des matériaux biologiques. Ces polluants peuvent être organiques ou inorganiques, solubles ou insolubles (Gadd 2009). Les matériaux d'origine biologique comprennent les microorganismes (Das et al., 2008), les matériaux végétaux tels que les feuilles (Kumar et al., 2006), l'écorce (Reddy et al., 2011), la sciure de bois (Taty-Costodes et al, 2003) et des matières animales telles que les plumes (Khosa et al., 2013) et la carapace de crabe (Kim, 2003). Les microorganismes peuvent être utilisés soit à l'état mort ou vivant. L'utilisation des microorganismes morts présente quelques avantages par rapport aux microorganismes vivants car ces derniers nécessitent des nutriments et des conditions de croissance favorables et peuvent être affectés par la toxicité des polluants.

III.5.1. Mécanismes de la biosorption

La biosorption des polluants sur les microorganismes est attribuée aux divers groupements fonctionnels présents à leur surface (tableau 2). Ces groupements fonctionnels interagissent avec les molécules des polluants par différents mécanismes (figure 23) : La physisorption, la chimisorption, l'échange d'ions et la microprécipitation de surface (Robaldset al., 2015).

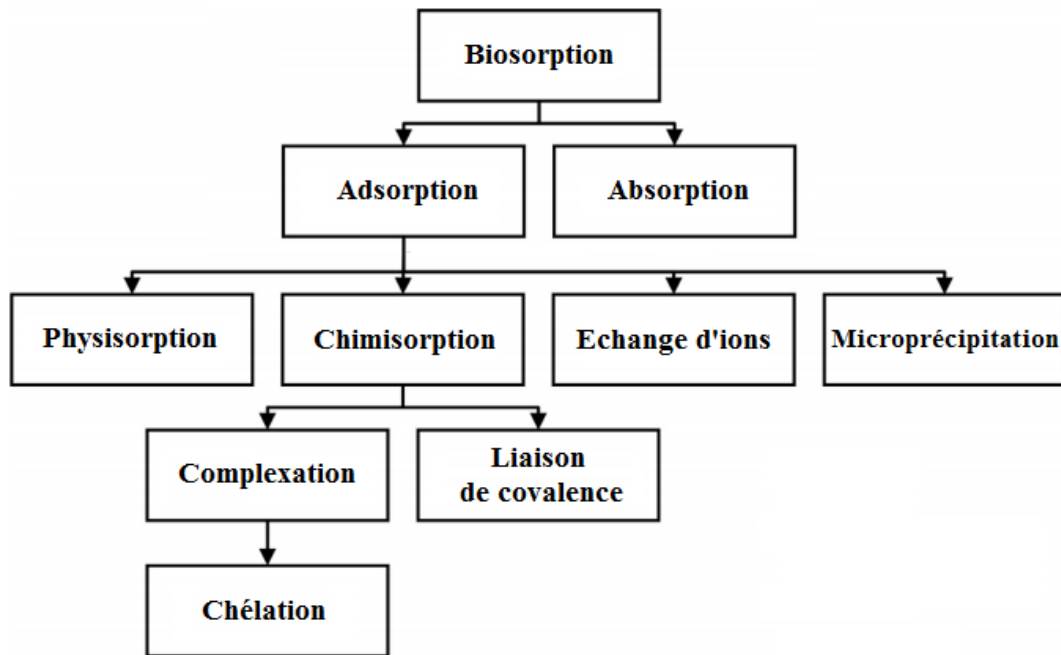


Figure 23 : Mécanismes de la biosorption (Robaldset al., 2015).

1. Physisorption

Elle est attribuée à l'attraction électrostatique entre un soluté et une surface chargée. Les énergies de liaisons mises en jeu sont relativement faibles, de type forces de Van der Waals. La physisorption est un processus facilement réversible et non spécifique.

2. Chimisorption

La chimisorption est un processus spécifique et irréversible qui fait appel à des forces de valences, dont l'intensité est plus grande que les forces impliquées dans la physisorption. La complexation et la chélation sont des exemples de chimisorption.

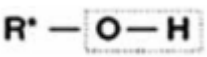
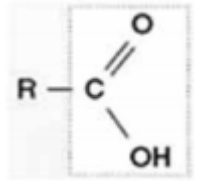
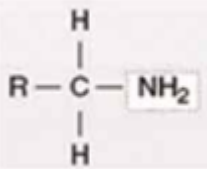
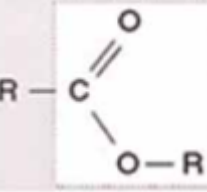
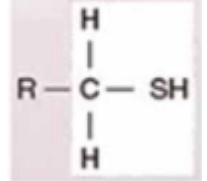
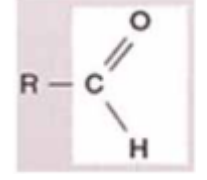
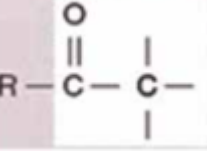
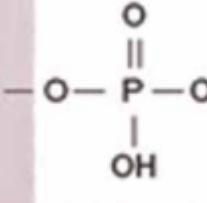
3. Echange d'ions

L'échange d'ions est un mécanisme dans lequel les ions fixés sur un solide sont remplacés par d'autres ions de même charge présents dans la solution.

4. Microprécipitation

La microprécipitation parfois appelée précipitation de surface, est le passage d'une espèce de l'état dissout à l'état solide dans l'eau des pores ou à la surface des particules solides.

**Tableau 2 : Quelques groupements fonctionnelles impliqués dans la biosorption
(Javanbakht et al., 2014).**

Groupement fonctionnelle	Nom	Exemples de composés
	Hydroxyle	Alcools
	Carboxyle	Acides gras, protéines
	Amine	Protéines, acides nucléiques
	Ester	Lipides
	Sulphydryle	Cystéine (acide aminé)
	Carbonyle	Aldéhydes
	Carbonyle	Cétones
	Phosphate	Acides nucléiques

III.5.2. Paramètres influençant la biosorption

Plusieurs facteurs influencent la biosorption et affecte la cinétique du phénomène ainsi que la capacité d'adsorption du biosorbant. La nature du matériau biologique, les propriétés chimiques des substances à éliminer ainsi que les conditions environnementales telles que le pH et la température. En effet le pH de la solution est l'un des paramètres qui influence de façon importante le processus de biosorption par son effet sur les groupements fonctionnels du biosorbant et la spéciation chimique de l'élément à adsorber (Javanbakht et al., 2014).

Références bibliographiques

- Ahammad, S. Z., Graham, D. W., & Dolfing, J. (2013). Wastewater treatment: biological. Encyclopedia of Environmental Management.
- Bello, M. M., Raman, A. A. A., & Purushothaman, M. (2017). Applications of fluidized bed reactors in wastewater treatment—a review of the major design and operational parameters. *Journal of cleaner production*, 141, 1492-1514.
- Boeglin, J. C. (1998). Traitements biologiques des eaux résiduaires. Ed. Techniques Ingénieur.
- Cortez, S., Teixeira, P., Oliveira, R., & Mota, M. (2008). Rotating biological contactors: a review on main factors affecting performance. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 7(2), 155-172.
- Das, N., Vimala, R., & Karthika, P. (2008). Biosorption of heavy metals—an overview. *Indian Journal of biotechnology*, 7(2), 159-69.
- Dhaouadi, H. (2008). Traitement des Eaux Usées Urbaines: Les procédés biologiques d'épuration.
- Ersahin, M. E., Ozgun, H., Dereli, R. K., & Ozturk, I. (2011). Anaerobic treatment of industrial effluents: an overview of applications. *Waste water-treatment and reutilization*, 9-13.
- Gadd, G. M. (2009). Biosorption: critical review of scientific rationale, environmental importance and significance for pollution treatment. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology: International Research in Process, Environmental & Clean Technology*, 84(1), 13-28.
- Gaid, A. (1999). Traitement des eaux usées urbaines. *Techniques de l'ingénieur. Technologies de l'eau*, 1(C5220).
- Javanbakht, V., Alavi, S. A., & Zilouei, H. (2014). Mechanisms of heavy metal removal using microorganisms as biosorbent. *Water Science and Technology*, 69(9), 1775-1787.
- Khosa, M. A., Wu, J., & Ullah, A. (2013). Chemical modification, characterization, and application of chicken feathers as novel biosorbents. *RSC advances*, 3(43), 20800-20810.
- Kim, D. S. (2003). The removal by crab shell of mixed heavy metal ions in aqueous solution. *Bioresource Technology*, 87(3), 355-357.

Kumar, Y. P., King, P., & Prasad, V. S. R. K. (2006). Zinc biosorption on *Tectona grandis* Lf leaves biomass: equilibrium and kinetic studies. *Chemical engineering journal*, 124(1-3), 63-70.

Reddy, D. H. K., Ramana, D. K. V., Sessaiah, K., & Reddy, A. V. R. (2011). Biosorption of Ni (II) from aqueous phase by *Moringa oleifera* bark, a low cost biosorbent. *Desalination*, 268(1-3), 150-157.

Robalds, A., Naja, G. M., & Klavins, M. (2015). Highlighting inconsistencies regarding metal biosorption. *Journal of hazardous materials*, 304, 553-556.

Taty-Costodes, V. C., Fauduet, H., Porte, C., & Delacroix, A. (2003). Removal of Cd (II) and Pb (II) ions, from aqueous solutions, by adsorption onto sawdust of *Pinus sylvestris*. *Journal of hazardous materials*, 105(1-3), 121-142.

Chapitre IV :

Matériels et méthodes

IV.1. MATÉRIELS UTILISÉS

IV.1.1. Métaux lourds

Les solutions mères de métaux lourds ont été préparées en dissolvant une quantité déterminée de nitrate de cadmium ($\text{Cd}(\text{NO}_3)_2$, sigma-aldrich) et de nitrate de plomb ($\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$, sigma-aldrich) dans de l'eau distillée. Toutes les solutions utilisées dans ce travail ont été préparées en diluant la solution mère avec de l'eau distillée.

IV.1.2. Colorants

Les colorants utilisés dans ce travail ont été fournis par l'industrie textile SOITEX de Tlemcen, ces colorants sont : le F3GL (figure 24), le Rouge Bemacide ETL et le jaune bemacide ETL dont les structures chimiques sont inconnues.

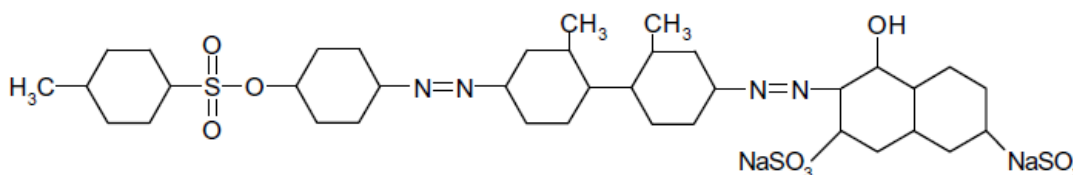


Figure 24 : Structure chimique du colorant F3GL (Prigione et al, 2008).

Les solutions mères des colorants ont été préparées en faisant dissoudre respectivement une quantité déterminée des colorants dans de l'eau distillée de façon à obtenir une concentration de 1 g/L. Les autres concentrations sont obtenues par dilution.

IV.2. ISOLEMENT DES SOUCHES FONGIQUES

IV.2.1. Isolement à partir du sol

On introduit 25 g d'échantillon de sol non contaminé dans 225 mL de milieu TSE (Tryptone Sel Eau). 1 mL du surnageant est étalé sur une boîte pétri contenant le milieu PDA (Potato dextrose agar). Les boîtes sont incubées à 25 °C pendant 5 jours. Les colonies obtenues ont été purifiées par repiquage successive sur milieu OGA (Oxytétracycline Glucose Agar).

Les moisissures obtenues ont été identifiées jusqu'au niveau du genre seulement en observant leurs caractéristiques macroscopiques (couleur, texture) et microscopiques. Seule la souche appartenant au genre *Penicillium* a été mise en suspension dans de l'eau distillée stérile pour être utilisée dans ce travail.

IV.2.2. Isolement à partir du fromage commercial

Le fromage bleu danois (figure 25) a été utilisé pour l'isolement de *Penicillium roqueforti*, pour cela, des petits morceaux de fromage ont été déposés dans des boîtes pétri contenant le milieu OGA (Oxytétracycline Glucose Agar). Les boîtes pétri ont été incubé à 25°C pendant 48 heures.



Figure 25 : Fromage commercial bleu danois.

IV.2.3. Production de biomasse

Des fragments du mycélium de *Penicillium roqueforti* ont été suspendus dans l'eau distillée. Un volume de la suspension est ajouté à une série d'erlenmeyers contenant un bouillon PDB (Potato dextrose broth) fraîchement préparé. L'incubation est réalisée à température ambiante. Après l'apparition de la biomasse mycélienne sur la surface (figure 26), le milieu est filtré, et la biomasse récupérée est lavée avec l'eau distillée puis séchée dans l'étuve. Après le séchage, la biomasse est broyée pour obtenir une poudre fine (figure 27).

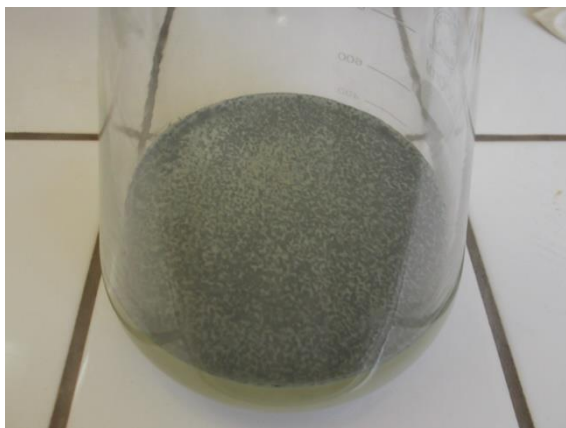


Figure 26 : Culture de *Penicillium roqueforti* sur bouillon PDB.



Figure 27 : Biomasse de *P. roqueforti*.

IV.3. PROTOCOL EXPERIMENTAL D'ADSORPTION

IV.3.1. Elimination des métaux lourds par une biomasse vivante

1. Elimination du plomb et cadmium dans une solution simple

Dans une série de tubes, contenant 9 mL du bouillon PDB avec différentes concentrations de plomb/cadmium (1 à 5 mg/L), on ajoute 1 mL de la suspension fongique. Les tubes sont incubés pendant 8 jours à 25°C. A la fin de la période d'incubation, les tubes ont été centrifugés et les concentrations des ions Cd(II) et Pb(II) dans le surnageant ont été déterminées à l'aide d'un spectrophotomètre d'absorption atomique (Pye Unicam SP9) à $\lambda_{Cd} = 228,8 \text{ nm}$ et $\lambda_{Pb} = 283,3 \text{ nm}$. Le taux d'élimination des métaux lourds est calculé par :

$$\text{Taux d'élimination (\%)} = \frac{C_0 - C_e}{C_0} \cdot 100$$

Où, C_0 et C_e sont respectivement les concentrations de métaux initiales et à l'équilibre (mg/L). Tous les tests ont été effectués en triplicatas et les résultats représentent les valeurs moyennes.

2. Elimination du plomb et cadmium dans un mélange binaire

Le test d'élimination du plomb et du cadmium dans le mélange binaire est effectué de la même manière décrite ci-dessus pour une solution simple. Les deux métaux lourds sont présents dans le milieu à la même concentration initiale.

3. Effet du colorant sur l'élimination des métaux lourds

L'effet de la présence d'un colorant acide sur l'élimination des métaux lourds a été étudié. Le colorant choisi est le Rouge nylosan écarlate F3GL. Le colorant a été incorporé dans les milieux à une concentration de 50 mg/L. Les milieux contiennent les métaux seuls et ensemble. Chaque expérience a été répétée trois fois et les résultats expérimentaux donnés sont les valeurs moyennes.

IV.3.2. Elimination des colorants par une biomasse morte

Les paramètres considérés sont les suivants :

- Le pH initial de la solution ;
- Le temps de contact ;
- La concentration initiale du colorant ;
- La température de la réaction.

1. Etude de l'effet du pH

Afin d'évaluer son influence sur l'adsorption des deux colorants, nous avons mené une série d'essais à des pH compris entre 2 et 10. On prépare une série de flacons contenant 25 mL de chaque colorant à une concentration de 25 mg/L. Les valeurs de pH ont été ajustées par des solutions diluées de HNO₃ et de NaOH à 0,1M. On introduit 50 mg de la biomasse *Penicillium roqueforti* dans les flacons et on les met en agitation pendant 1 heure.

Les échantillons sont ensuite filtrés et les filtrats sont analysés par spectrophotométrie d'absorption moléculaire UV-Visibles (HACH DR2000), à $\lambda=550$ nm et $\lambda=420$ nm pour le rouge-ETL et le jaune-ETL respectivement. La quantité adsorbée de colorants, q(mg/g) est calculée selon la formule suivante :

$$\text{Capacité d'adsorption (mg/g)} = \frac{(C_0 - C_e) V}{m}$$

Où C_0 et C_e sont les concentrations initiales et finales des colorants en solution (mg/L), V est le volume de la solution (L) et m est la masse de l'adsorbant (g).

2. Effet du temps de contact

L'intérêt de cette étude est de déterminer le temps nécessaire pour atteindre l'équilibre d'adsorption des colorants. Les cinétiques ont été réalisées en mettant en contact pendant des temps variables, dans différents flacons, des masses identiques (50 mg) du matériau adsorbant avec un volume constant (25 mL) de la solution de colorant de concentration connue. Le pH est fixé à la valeur optimale.

3. Effet de la concentration initiale du colorant

L'effet des concentrations initiales des colorants a été étudié par la même procédure que précédemment, en prenant en considération une gamme de concentrations initiales allant de 5 à 100 mg/L. Le pH et le temps de contact sont fixés aux valeurs optimales.

4. Effet de la température

L'influence de la température sur l'adsorption des deux colorants a été abordée par la même procédure que précédemment, en plongeant les flacons dans un bain marie thermostaté pour préserver la température désirée constante. Les valeurs de température étudiées étaient 17, 30 et 40°C.

5. Modélisation des isothermes d'adsorption

Les modèles classiques de Langmuir et de Freundlich sont fréquemment utilisés pour décrire les isothermes d'adsorption en raison de leur simplicité de mise en œuvre.

Le modèle de Langmuir est basé sur les hypothèses suivantes : La formation d'une seule couche d'adsorbat sur la surface de l'adsorbant, l'existence de sites définis d'adsorption, la surface est uniforme avec absence d'interaction entre les molécules adsorbées (saeed et al., 2009). L'équation de Langmuir s'écrit de la façon suivante :

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{K_L q_m} + \frac{1}{q_m} C_e$$

Où

K_L : constante d'équilibre thermodynamique de Langmuir (L/mg); q_m : capacité d'adsorption maximale par unité de masse d'un adsorbant (mg/g); q_e : capacité d'adsorption à l'équilibre par unité de masse de l'adsorbant (mg/g); C_e : concentration d'adsorbat à l'équilibre (mg/L).

Le modèle de Freundlich, est basé sur une équation empirique traduit une variation des énergies avec la quantité adsorbée. Cette distribution des énergies d'interaction s'explique par une hétérogénéité des sites d'adsorption. Contrairement au modèle de Langmuir, l'équation de Freundlich ne prévoit pas de limite supérieure à l'adsorption ce qui restreint son application aux milieux dilués. En revanche, ce modèle admet l'existence d'interactions entre les molécules adsorbées (García-Zubiri, 2009). Le modèle de Freundlich s'exprime par l'équation suivante :

$$\text{Ln } q_e = \text{Ln } K_F + \frac{1}{n} \text{Ln } C_e$$

Où

K_F et n : constantes caractéristiques de l'efficacité d'un adsorbant donné pour un soluté donné.

6. Modélisation de la cinétique d'adsorption

L'ordre de la réaction est un paramètre très important dans la détermination des mécanismes réactionnels. Les ordres concernant l'adsorption sur les biomasses les plus cités dans la littérature sont :

- ✓ *Le pseudo-premier ordre* : Il a été supposé dans ce modèle que la vitesse d'adsorption à l'instant t est proportionnelle à la différence entre la quantité adsorbée à l'équilibre q_e et la quantité q_t adsorbée à cet instant (Rodrigues et Silva, 2016). Ce modèle est exprimé par l'équation de Lagergreen :

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

Après intégration entre $t = 0$ et t , l'équation devient :

$$\text{Ln}(q_e - q_t) = \text{Ln}(q_e) - k_1 t$$

Le tracé de $\text{Ln}(q_e - q_t)$ en fonction de t , donne la droite avec la pente égale à $-k_1$ et l'ordonnée à l'origine égale à $\text{Ln}(q_e)$.

- ✓ *Le pseudo-second ordre* : L'équation du pseudo-second ordre est souvent utilisée avec succès pour décrire la cinétique de la réaction de fixation des polluants sur l'adsorbant. Le modèle du pseudo-second ordre permet de caractériser la cinétique d'adsorption en prenant en compte à la fois le cas d'une fixation rapide des solutés sur les sites les plus réactifs et celui d'une fixation lente sur les sites d'énergie faible (Ho et Mckay, 1999). Ce modèle est exprimé par l'équation :

$$\frac{dq_t}{dt} = k_1(q_e - q_t)^2$$

Après intégration entre $t = 0$ et t , on obtient la forme linéaire :

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

Les constantes peuvent être déterminées en traçant la droite $\frac{t}{q_t}$ en fonction de t .

Avec

q_t et q_e : quantités adsorbées aux temps t et à l'équilibre ; k_1 , k_2 : constantes de vitesse du processus d'adsorption de pseudo-premier ordre et pseudo-second ordre.

Références bibliographiques

- Ho, Y. S., & McKay, G. (1999). Pseudo-second order model for sorption processes. *Process biochemistry*, 34(5), 451-465.
- García-Zubiri, I. X., González-Gaitano, G., & Isasi, J. R. (2009). Sorption models in cyclodextrin polymers: Langmuir, Freundlich, and a dual-mode approach. *Journal of colloid and interface science*, 337(1), 11-18.
- Prigione, V., Varese, G. C., Casieri, L., & Marchisio, V. F. (2008). Biosorption of simulated dyed effluents by inactivated fungal biomasses. *Bioresource technology*, 99(9), 3559-3567.
- Rodrigues, A. E., & Silva, C. M. (2016). What's wrong with Lagergreen pseudo first order model for adsorption kinetics?. *Chemical Engineering Journal*, 306, 1138-1142.
- Saeed, A., Iqbal, M., & Höll, W. H. (2009). Kinetics, equilibrium and mechanism of Cd²⁺ removal from aqueous solution by mung bean husk. *Journal of hazardous materials*, 168(2-3), 1467-1475.

Chapitre V :
Elimination du Plomb et du
Cadmium

V.1. ISOLEMENT ET IDENTIFICATION DE LA SOUCHE FONGIQUE

L'isolement sur le milieu PDB a donné une variété de microorganismes comprenant des bactéries, des moisissures et des levures. La purification sur le milieu OGA a donné deux colonies de couleurs blanche et verte. Seule la colonie verte a été utilisée dans cette étude.

La colonie isolée avait une texture poudreuse et l'observation microscopique (Figure 28) a montré des conidiophores ramifiés en pinceau, qui est caractéristique du genre *Penicillium* (Yoon et al., 2007). La moisissure présentait des conidiophores birverticillés avec des phialides en forme d'ampoule portant des conidies en chaînes de couleurs vertes.

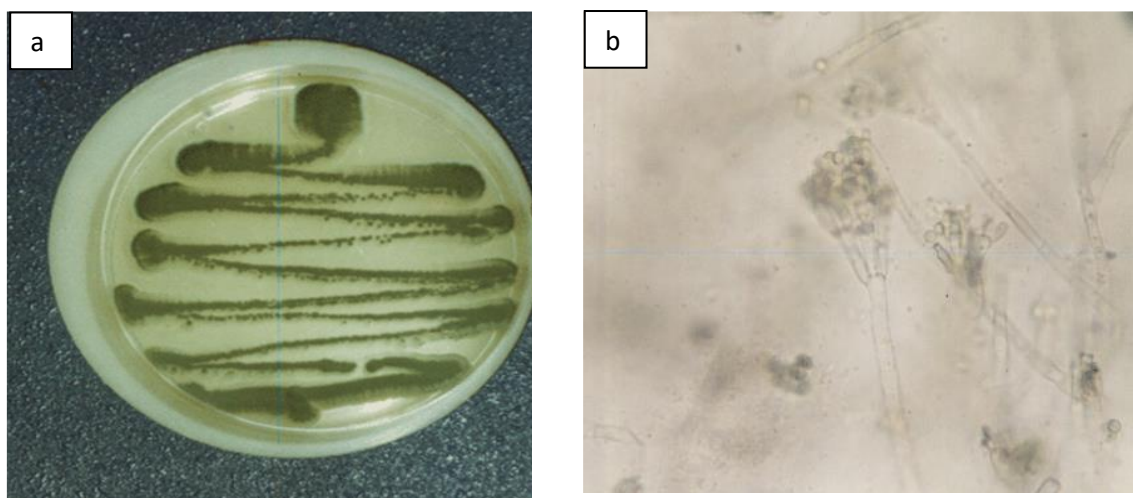


Figure 28 : Observation macroscopique (a) et microscopique (b) de la souche isolée.

V.2. ELIMINATION DU PLOMB ET DU CADMIUM SEPARES

L'effet du cadmium et du plomb sur la croissance de *Penicillium sp.* est présenté dans les figures 29 et 30. *Penicillium sp.* était capable de se développer en présence du plomb ou du cadmium à différentes concentrations. En plus la croissance de la biomasse augmentait avec la concentration en métaux lourds et dépassait même celle du témoin (croissance en absence de métaux lourds). De plus, on observe que *Penicillium sp.* était plus tolérant au cadmium que le plomb. Les moisissures possèdent la capacité de résister à des concentrations élevées de métaux lourds toxiques. L'accroissement de la tolérance des moisissures avec l'augmentation de la concentration en métaux lourds a été rapporté dans la littérature (Valix et al., 2001; Anahid et al., 2011), et bien que l'effet stimulant des fortes concentrations en métaux lourds sur le développement des moisissures soit obscur, ce phénomène a été observé par certains auteurs (Valix et Loon, 2003).

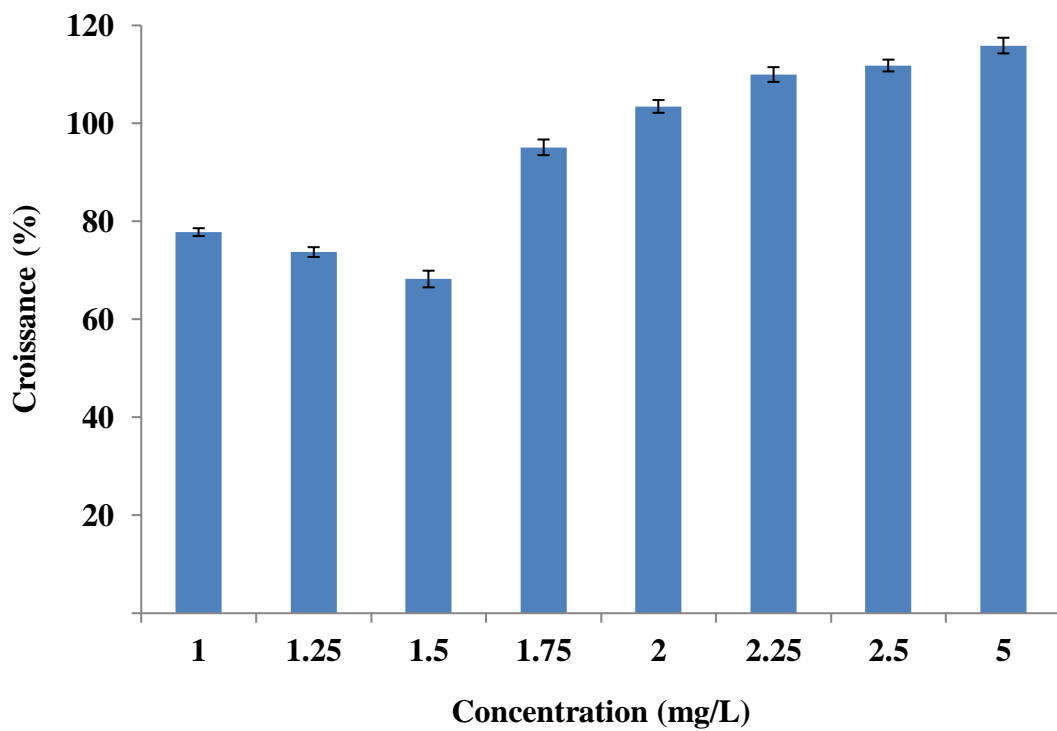


Figure 29: Croissance de la biomasse en présence du cadmium.

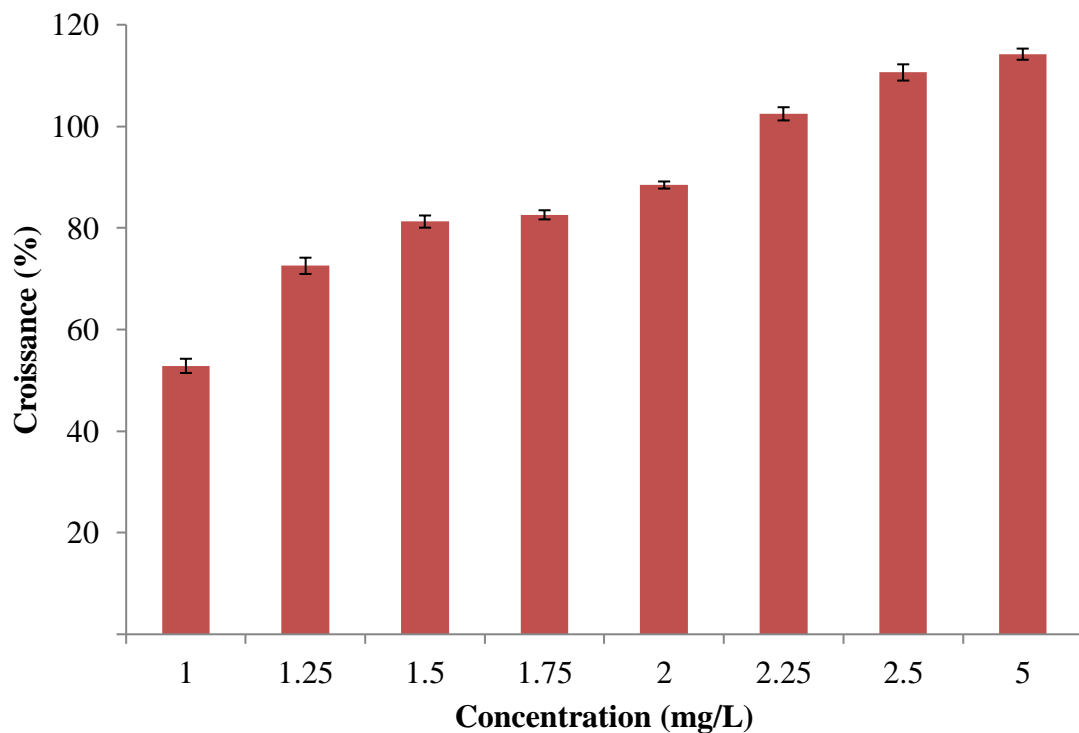


Figure 30: Croissance de la biomasse en présence du plomb.

Le taux d'élimination des deux métaux lourds a augmenté avec l'augmentation de la concentration en métaux, atteignant un maximum de 81,99% et de 35,67% pour le plomb et le cadmium respectivement pour une concentration initiale de 5 mg/L (Figure 31 et 32).

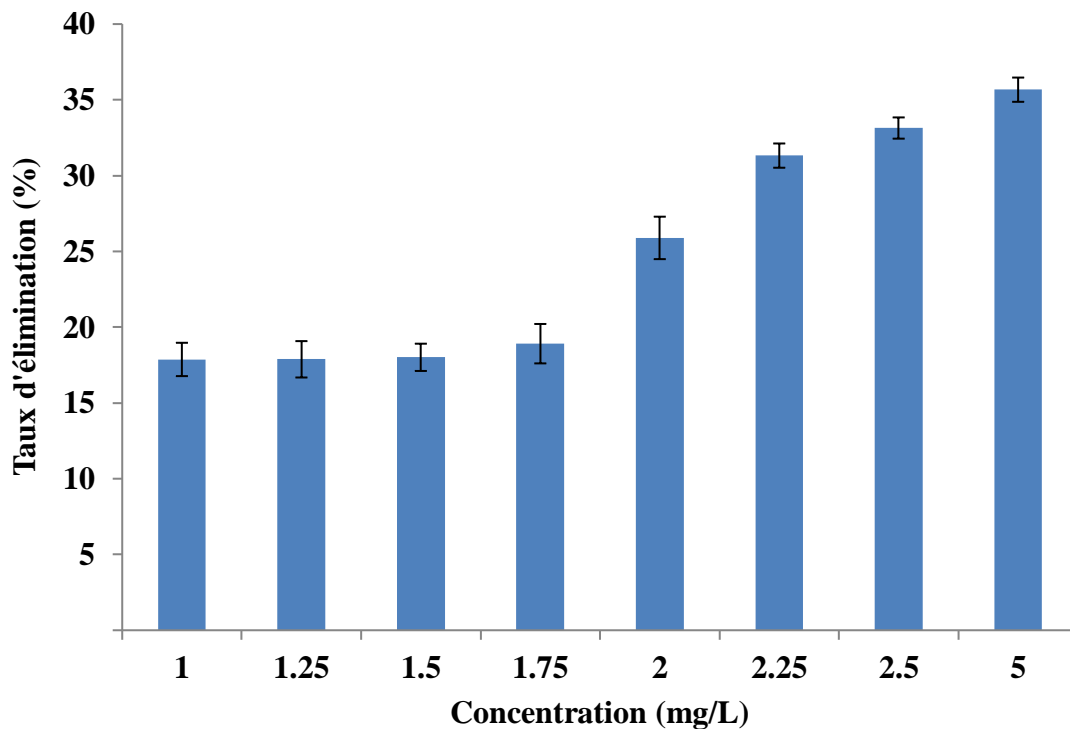


Figure 31 : Elimination du cadmium dans une solution simple.

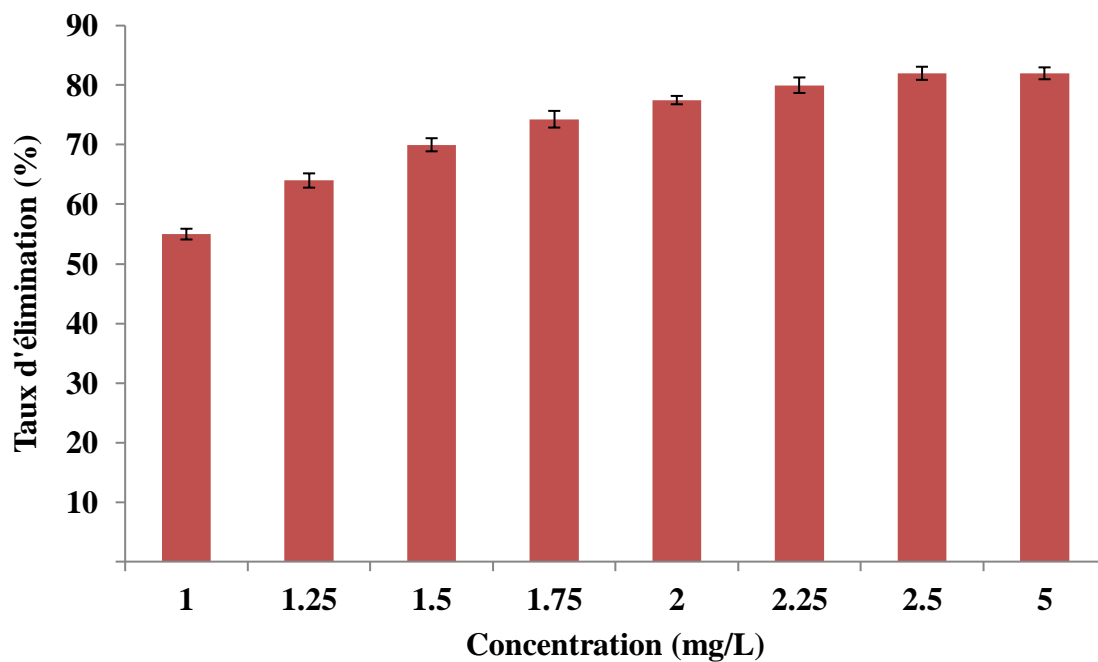


Figure 32 : Elimination du plomb dans une solution simple.

Les figures 31 et 32 montrent clairement que l'élimination de Pb (II) était nettement supérieure à celle de Cd (II) malgré la quantité de biomasse relativement élevée en présence de Cd (II). Cela indique qu'il n'y avait pas de corrélation entre la tolérance aux métaux lourds et la biosorption. Zafar et al. (2007) ont observé des phénomènes similaires pour la biosorption du cadmium et du chrome chez des espèces d'*Aspergillus*. Le manque de corrélation entre la tolérance aux métaux lourds et l'adsorption par la biomasse de *Penicillium sp* pourrait s'expliquer par la différence des mécanismes de résistance aux métaux lourds. Les moisissures peuvent survivre à la toxicité des métaux lourds par différents mécanismes biologiques tels que la précipitation extracellulaire, la complexation et la cristallisation, la biosorption sur la paroi cellulaire, la transformation des métaux, la réduction du transport, l'efflux et la séquestration (Zafar et al, 2007). De plus, les résultats rapportés dans la littérature indiquent que le Pb (II) était préférentiellement adsorbé par rapport au Cd (II) (tableau 3). Cela pourrait être corrélé avec les rayons ioniques des ions métalliques. Le rayon ionique du Pb (II) est plus grand (1,19 Å) que celui de Cd (II) (0,97 Å). L'adsorption a tendance d'augmenter avec le rayon ionique, car la capacité d'hydratation d'un grand ion est plus petite, ce qui se traduit par des liens plus faibles entre la phase ionique et la phase aqueuse (Bohli, 2013).

Tableau 3 : adsorption du plomb et du cadmium par différentes biomasses.

Adsorbant	Ordre d'affinité	Référence
Bactéries		
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	Pb > Cd	Chang et al. (1997)
<i>Pseudomonas putida</i>	Pb > Cd	Pardo et al. (2003)
Moisissures		
<i>Penicillium oxalicum</i>	Pb > Cd	Svecova et al. (2006)
<i>Penicillium chrysogenum</i>	Pb > Cd	Skowronski et al. (2001)
<i>Aspergillus niger</i> <i>Aspergillus terreus</i> <i>Cunninghamella echinulata</i> <i>Fusarium sp</i> <i>Rhizopus arrhizus</i> <i>Trichoderma harzianum</i>	Pb > Cd	Shoaib et al. (2011)
Algues		
<i>Cystoseira barbata</i>	Pb > Cd	Yalçın et al. (2012)
<i>Spirulina maxima</i>	Pb > Cd	Domínguez-Bocanegra et al. (2013)
<i>Cystoseira indica</i> <i>Sargassum glaucescens</i> <i>Nizimuddinina zanardini</i> <i>Padina australis</i>	Pb > Cd	Montazer-Rahmati et al. (2011)

V.3. ELIMINATION DU PLOMB ET DU CADMIUM (SYSTEME BINAIRE)

La figure 33 illustre le taux de croissance de *Penicillium sp.* dans un mélange binaire. La présence simultanée de Cd(II) et de Pb(II) impose une plus grande toxicité sur la croissance de la moisissure que celle imposée par un seul métal. En effet, *Penicillium sp.* a toléré 5 mg/L de Cd ou de Pb dans une solution simple, où la croissance de la biomasse était supérieure au témoin, alors qu'en présence de faibles concentrations des deux métaux lourds, le taux de croissance était inférieur à 75%. Cela suggère que le mélange des métaux a agi en synergie pour imposer une plus grande toxicité au comportement d'adaptation de la moisissure (Anahid et al., 2011).

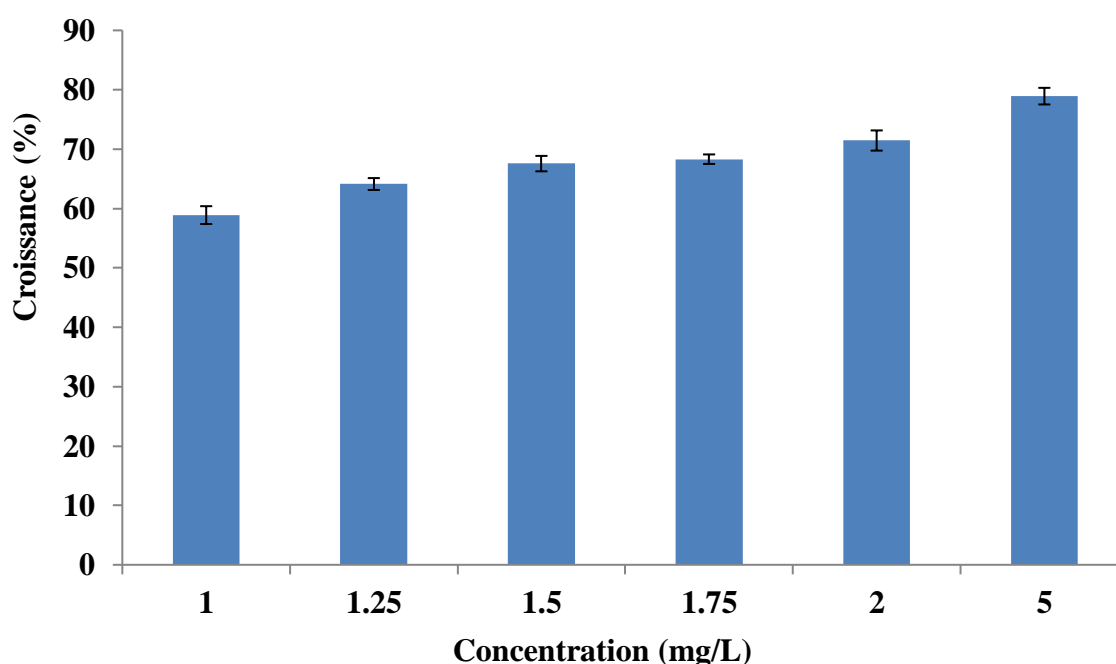


Figure 33 : Croissance de la biomasse dans un mélange binaire.

En présence du plomb et du cadmium dans le mélange binaire, l'adsorption des deux métaux lourds a augmenté par rapport aux solutions simples (figures 34 et 35). Le taux d'élimination du cadmium a augmenté et même dépasser celui du plomb à partir d'une concentration de 1,75 mg/L atteignant 97,48% en présence du plomb, contre 35,67% pour une concentration de 5 mg/L dans le cas d'une solution simple (métal seul). En revanche, le taux d'élimination du plomb est passé de 81,99% à 90,99% pour une concentration de 5 mg/L en présence du cadmium. Ces résultats indiquent que la capacité d'élimination de la biomasse *Penicillium sp.* est plus importante dans le système binaire.

Bien que de nombreuses études ont mentionné une réduction de la capacité d'adsorption dans les mélanges binaires de métaux lourds en raison de la compétition entre les métaux lourds, (Kapoor et al, 1999; Akar et Tunali 2006) un accroissement de l'adsorption en présence d'ions potentiellement concurrents a également été observée dans la littérature (Flouty et Estephane 2012; Niu et al, 1993).

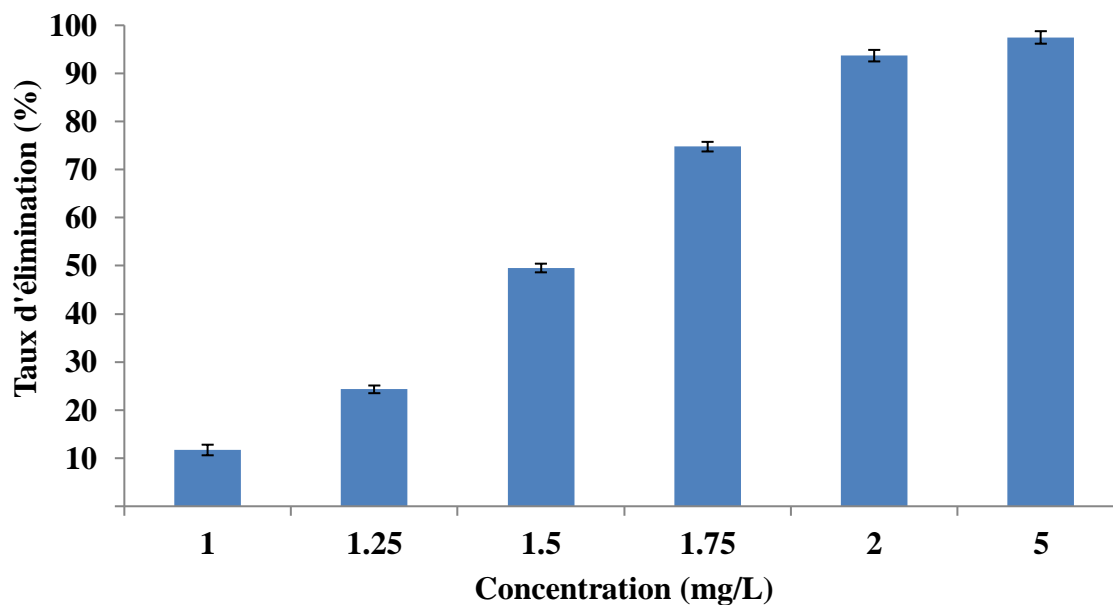


Figure 34 : Elimination du cadmium dans un mélange binaire.

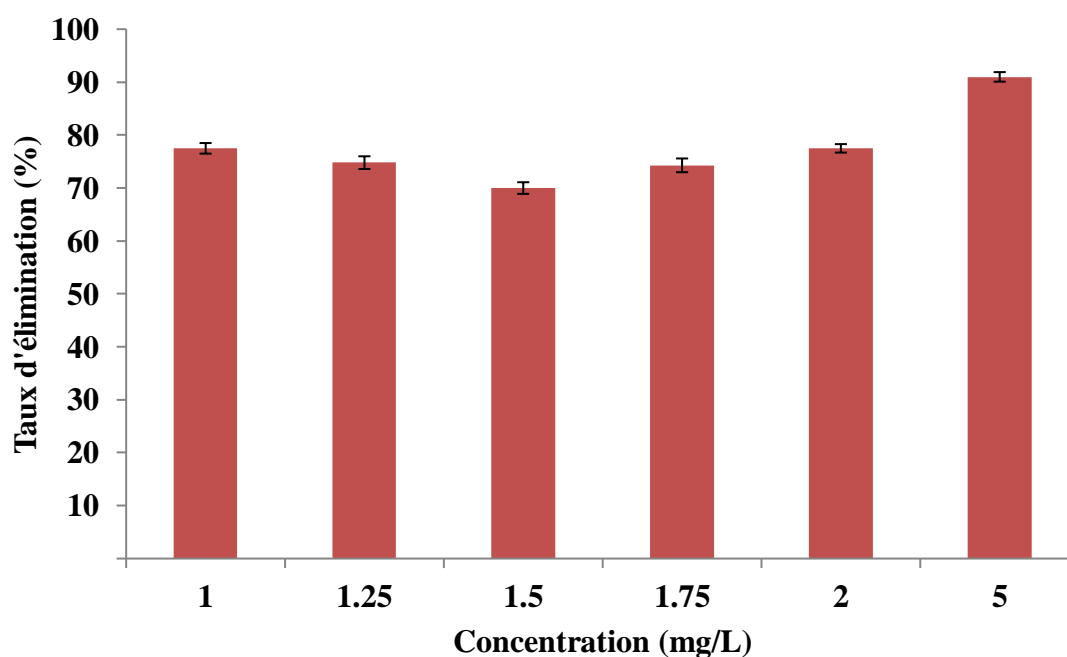


Figure 35 : Elimination du plomb dans un mélange binaire.

Niu et al, 1993, ont étudié l'effet de la présence d'un co-ion sur la biosorption du plomb par *Penicillium chrysogenum*. Ils ont constaté que le Cu (II) et l'As (III) n'avaient aucun effet sur l'adsorption du plomb. Alors que le Zn (II) avait un effet négatif, et que la présence du Cd (II) entraînait une augmentation de l'adsorption du plomb. Ces observations indiquent que la biosorption est un processus complexe et que la présence de deux ions métalliques dans la solution peut avoir des effets imprévisibles.

Dans un mélange binaire Pb-Cd, les travaux dans la littérature mentionnent un effet antagoniste pour les deux métaux lourds (tableau 4). Selon Bohli et al. (2017), le résultat de l'interaction entre les métaux lourds dans un mélange binaire dépend de plusieurs paramètres, tels que, le mécanisme d'adsorption, la concentration initiale et les caractéristiques de l'adsorbant.

Tableau 4 : Interaction du plomb et du cadmium dans un mélange binaire.

Adsorbant	Effet	Référence
<i>Phanerochaete chrysosporium</i>	Antagonisme	Li et al. (2004)
<i>Caulerpa lentillifera</i>	Antagonisme	Apiratikul et Pavasant (2006)
<i>Eichhornia crassipes</i>	Antagonisme	Mahamadi et Nharingo (2010)
<i>Aspergillus niger</i> <i>Cunninghamella echinulata</i>	Antagonisme	Shoab et al. (2011)
Bagasse de canne à sucre	Antagonisme	Yu et al. (2013)
déchets de chou	Antagonisme	Hossain et al. (2014)
<i>Saccharomyces cerevisiae</i>	Antagonisme	Ma et al. (2015)
<i>Barbula lambarenensis</i>	Antagonisme	Okoli et al. (2017)
<i>Spirulina platensis</i>	Antagonisme	Sun et al. (2019)

En effet, différents mécanismes sont impliqués dans le processus de biosorption, tels que la physisorption, l'échange d'ions, la complexation et la précipitation (Demirbas, 2008). Il est bien connu que ces mécanismes peuvent se dérouler simultanément et contribuer à divers degrés au processus global de biosorption (Javanbakht et al., 2014). En outre, divers groupes fonctionnels sont présents à la surface des parois cellulaires, tels que les groupes carboxyle, hydroxyle, carbonyle, thiol, amine et phosphate, etc. Ces groupes peuvent interagir différemment avec les métaux lourds dans la solution. De plus, des activités métaboliques telles que la respiration, l'absorption de nutriments et la libération de métabolites peuvent modifier le microenvironnement autour des cellules, ce qui peut également affecter l'adsorption des métaux lourds (Gadd, 2009; Fomina et Gadd, 2014).

Bohli et al (2017), ont montré que la concentration initiale des métaux lourds joue un rôle important dans la détermination du résultat d'adsorption dans les mélanges binaires. En effet, on étudiant l'adsorption du Cd et du Ni dans un mélange binaire, il s'est avéré que la présence du Cd ou du Ni en faible concentration avait un effet synergique sur la capacité d'adsorption des deux métaux, mais en augmentant la concentration du Cd ou du Ni, un effet antagoniste a été observé.

V.4. EFFET D'UN COLORANT SUR L'ÉLIMINATION DES MÉTAUX LOURDS

L'effet du colorant F3GL sur l'élimination des métaux lourds a été étudié en ajoutant le colorant aux différentes solutions métalliques à une concentration de 50 mg/L. Dans les solutions simples (figures 36 et 37), le colorant a eu un effet positif sur le taux d'élimination des deux métaux lourds par rapport aux solutions simples sans colorant. En effet, le taux d'élimination du cadmium le plus faible a augmenté de 17,87% à 29,08% et le plus élevé a atteint 43,57% pour une concentration de 5 mg/L en présence du colorant F3GL. Le taux d'élimination du plomb a également augmenté de 54,99% à 66,23% pour une concentration de 1 mg/L et a atteint 84,56% contre 81,99% pour une concentration de 5 mg/L en présence du même colorant.

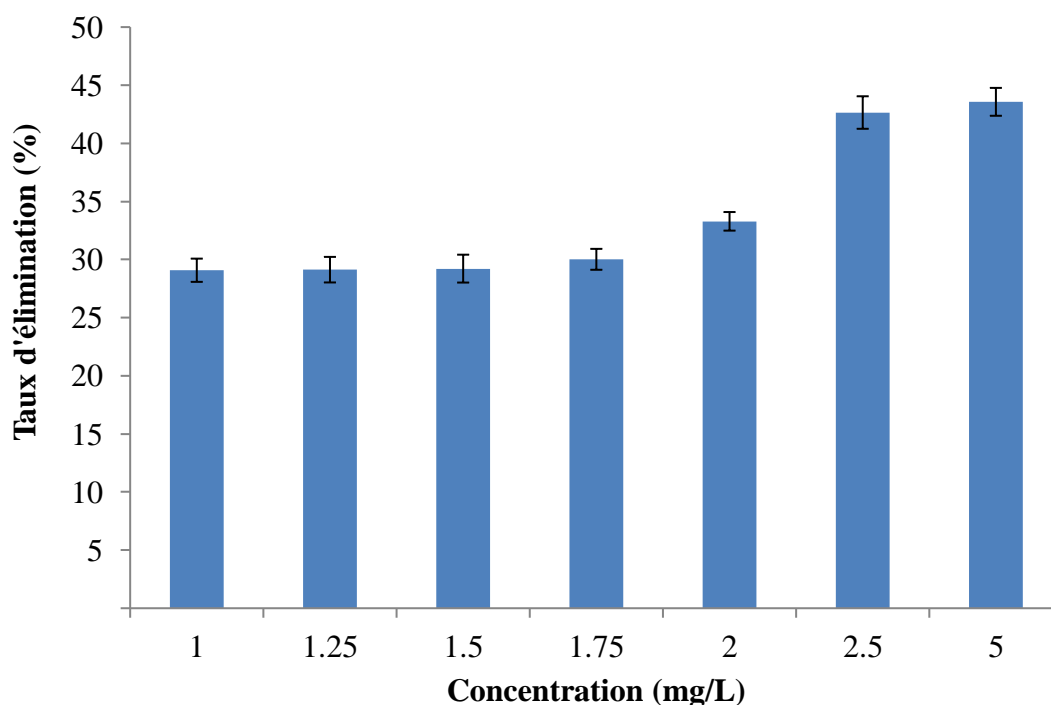


Figure 36 : Élimination du cadmium en présence de F3GL.

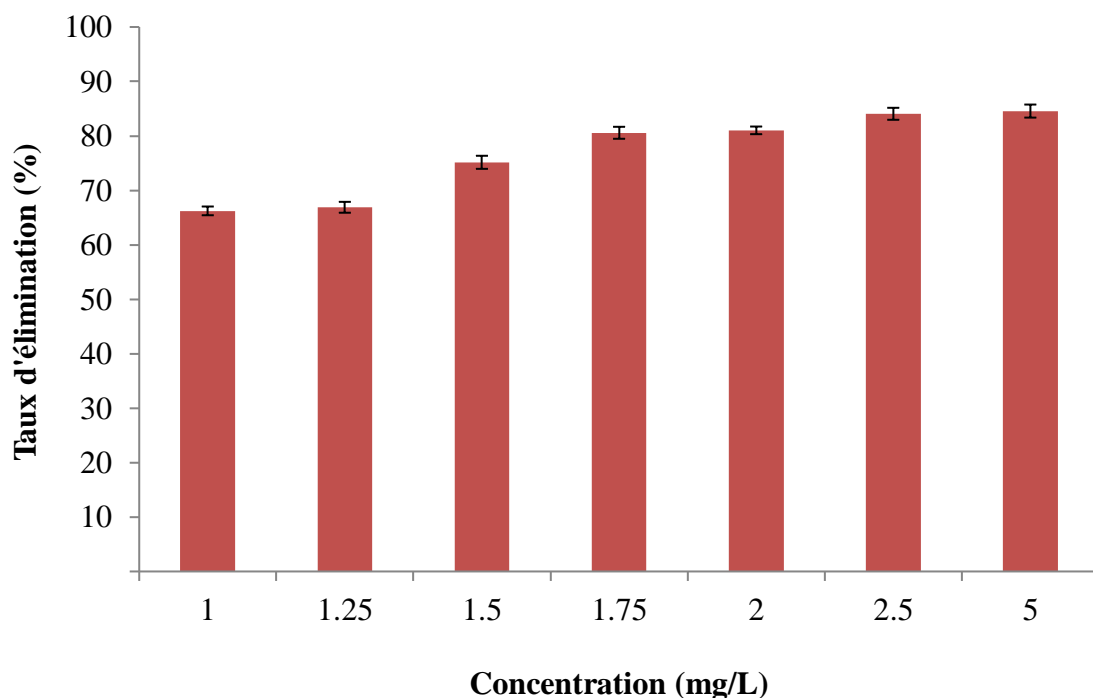


Figure 37 : Elimination du plomb en présence de F3GL.

La présence du colorant dans le mélange binaire (figures 38 et 39) a considérablement amélioré l'élimination des deux ions métalliques. En fait, le taux d'élimination de Pb (II) était de 100% et celui du cadmium a atteint 98% pour une concentration de 5 mg/L. De plus, la biomasse fongique était également capable de décolorer le milieu dans les solutions métalliques simples et binaires (figure 40).

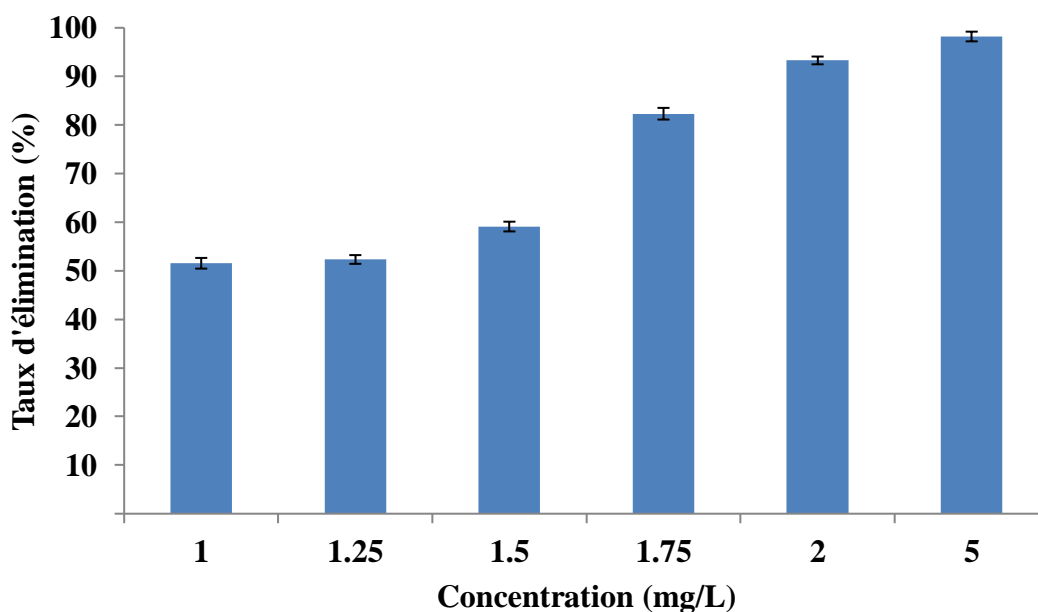


Figure 38 : Elimination du cadmium dans un mélange binaire en présence de F3GL.

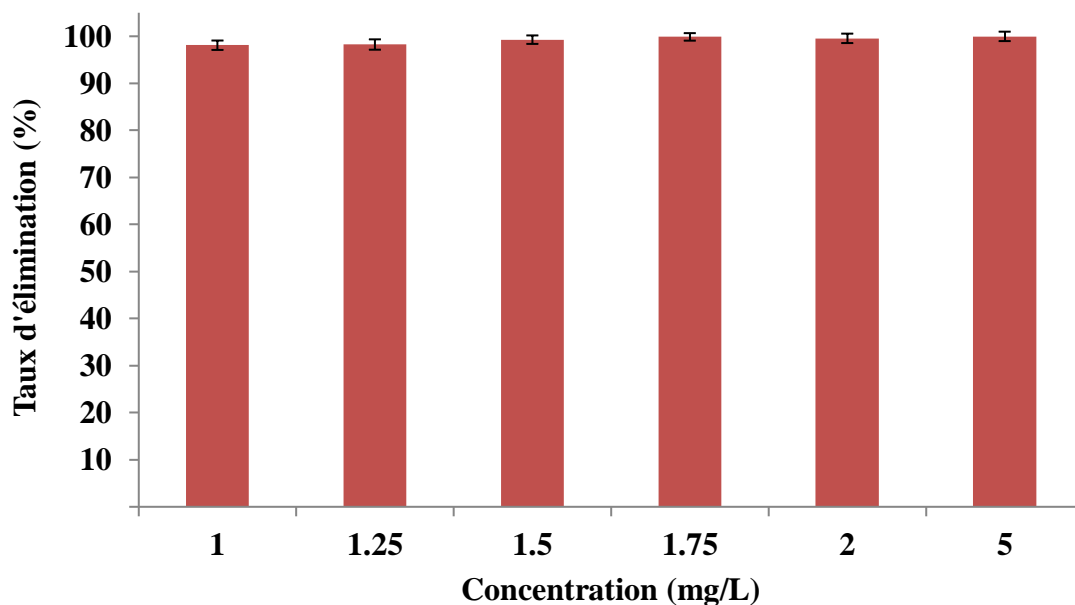


Figure 39 : Élimination du plomb dans un mélange binaire en présence de F3GL.

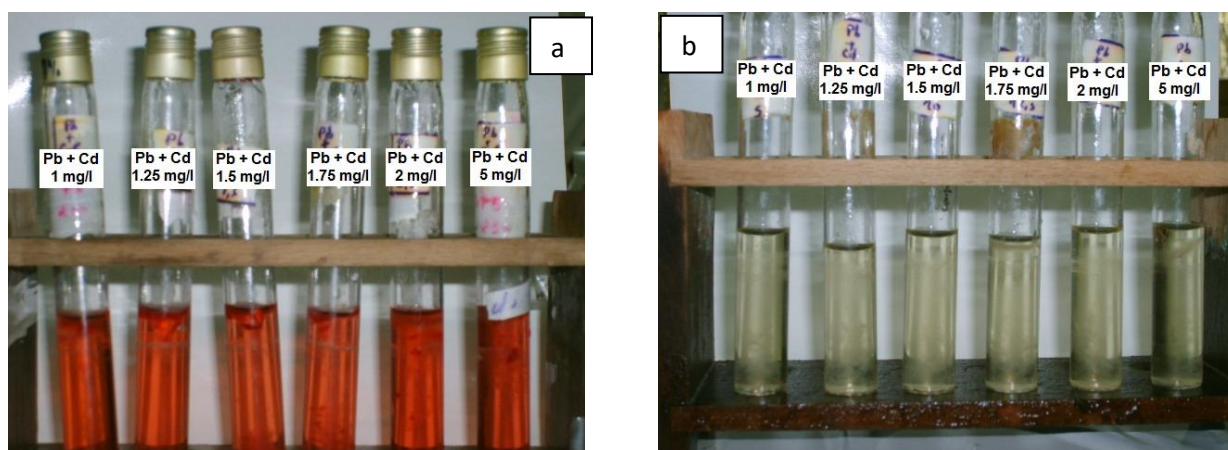


Figure 40 : Mélanges binaire de Pb et Cd en présence de F3GL (a) avant adsorption (b) après adsorption.

Selon la littérature, la présence simultanée d'ions métalliques et de colorant dans la solution peut avoir des résultats différents. Il peut en résulter une compétition pour les sites d'adsorption ou une stimulation de l'adsorption des deux composants sur la biomasse (Aksu, 2005). Dans notre étude, il semble que le colorant a amélioré l'adsorption des métaux lourds. Ceci est connu sous le nom d'adsorption coopérative. Bien que le mécanisme synergique de l'adsorption ne soit pas clairement connu, il peut être dû à une altération de la charge globale au sein du système ou un changement des caractéristiques chimiques de la surface de l'adsorbant ou la réorientation des molécules adsorbées ou une liaison aux mêmes sites sur la surface du biosorbant.

En plus, l'ion métallique et le colorant peuvent former une structure complexe, qui se lie à la surface de l'adsorbant (Aksu et al., 2009). Les colorants anioniques sont principalement adsorbés à faible pH (Zhang et al., 2003). Lorsque le pH de la solution diminue, les groupements fonctionnels présents à la surface de la biomasse deviennent protonés et chargés positivement. L'adsorption des colorants anioniques pourrait être due à la forte attraction électrostatique entre les ions des colorants chargés négativement et la biomasse chargée positivement (Isçen et al., 2007).

Généralement les moisissures possèdent une charge négative à la surface dans une gamme de pH de 3 à 10 (Murad et al., 2018). Dans la présente étude, les expériences de biosorption ont été menées à pH 5. Dans ces conditions, l'adsorption des cations métalliques est favorisée, elle pourrait être due à l'attraction électrostatique entre les cations et la biomasse chargée négativement. En plus, les molécules du colorant F3GL peuvent former un complexe avec les cations métalliques, ce qui neutralise la charge négative du colorant et réduit la répulsion électrostatique.

Des résultats similaires ont été obtenus par Acevedo et Barriocanal, 2015, pour l'adsorption simultanée du cadmium et d'un colorant anionique, où il s'est avéré que la présence simultanée des deux composants a considérablement amélioré leur adsorption. Ceci a été expliqué par échange ionique qui s'est produit entre le Na^+ du colorant et les ions Cd^{+2} qui a généré une densité électronique positive en raison de la différence entre les deux ions interchangeable, ce qui a favorisé l'adsorption du complexe formé sur la surface chargée négativement.

Références bibliographiques

- Acevedo, B., & Barriocanal, C. (2015). Simultaneous adsorption of Cd²⁺ and reactive dye on mesoporous nanocarbons. *RSC Advances*, 5(115), 95247-95255.
- Akar, T., & Tunali, S. (2006). Biosorption characteristics of *Aspergillus flavus* biomass for removal of Pb (II) and Cu (II) ions from an aqueous solution. *Bioresource technology*, 97(15), 1780-1787.
- Aksu, Z. (2005). Application of biosorption for the removal of organic pollutants: a review. *Process biochemistry*, 40(3-4), 997-1026. Aksu, Z. (2005). Application of biosorption for the removal of organic pollutants: a review. *Process biochemistry*, 40(3-4), 997-1026.
- Aksu, Z., Ertuğrul, S., & Dönmez, G. (2009). Single and binary chromium (VI) and Remazol Black B biosorption properties of *Phormidium* sp. *Journal of Hazardous Materials*, 168(1), 310-318.
- Anahid, S., Yaghmaei, S., & Ghobadinejad, Z. (2011). Heavy metal tolerance of fungi. *Scientia Iranica*, 18(3), 502-508.
- Apiratikul, R., & Pavasant, P. (2006). Sorption isotherm model for binary component sorption of copper, cadmium, and lead ions using dried green macroalga, *Caulerpa lentillifera*. *Chemical Engineering Journal*, 119(2-3), 135-145.
- Bohli, T., Ouederni, A., & Villaescusa, I. (2017). Simultaneous adsorption behavior of heavy metals onto microporous olive stones activated carbon: analysis of metal interactions. *Euro-Mediterranean Journal for Environmental Integration*, 2(1), 19.
- Bohli, T., Villaescusa, I., & Ouederni, A. (2013). Comparative study of bivalent cationic metals adsorption Pb (II), Cd (II), Ni (II) and Cu (II) on olive stones chemically activated carbon. *J. Chem. Eng. Process Technol*, 4(4), 1-7.
- Chang, J. S., Law, R., & Chang, C. C. (1997). Biosorption of lead, copper and cadmium by biomass of *Pseudomonas aeruginosa* PU21. *Water research*, 31(7), 1651-1658.
- Demirbas, A. (2008). Heavy metal adsorption onto agro-based waste materials: a review. *Journal of hazardous materials*, 157(2-3), 220-229.

- Domínguez-Bocanegra, A., Torres-Muñoz, J., & Aguilar López, R. (2013). Biosorption of Cadmium (II), Lead (II) and Nickel (II) by *Spirulina Maxima*. *International Journal of Sciences*, 2.
- Flouty, R., & Estephane, G. (2012). Bioaccumulation and biosorption of copper and lead by a unicellular algae *Chlamydomonas reinhardtii* in single and binary metal systems: a comparative study. *Journal of environmental management*, 111, 106-114.
- Fomina, M., & Gadd, G. M. (2014). Biosorption: current perspectives on concept, definition and application. *Bioresource technology*, 160, 3-14.
- Hossain, M. A., Ngo, H. H., Guo, W. S., Nghiem, L. D., Hai, F. I., Vigneswaran, S., & Nguyen, T. V. (2014). Competitive adsorption of metals on cabbage waste from multi-metal solutions. *Bioresource technology*, 160, 79-88.
- Isen, C. F., Kiran, I., & Ilhan, S. (2007). Biosorption of Reactive Black 5 dye by *Penicillium restrictum*: The kinetic study. *Journal of hazardous materials*, 143(1-2), 335-340.
- Javanbakht, V., Alavi, S. A., & Zilouei, H. (2014). Mechanisms of heavy metal removal using microorganisms as biosorbent. *Water Science and Technology*, 69(9), 1775-1787.
- Kapoor, A., Viraraghavan, T., & Cullimore, D. R. (1999). Removal of heavy metals using the fungus *Aspergillus niger*. *Bioresource technology*, 70(1), 95-104.
- Li, Q., Wu, S., Liu, G., Liao, X., Deng, X., Sun, D., ... & Huang, Y. (2004). Simultaneous biosorption of cadmium (II) and lead (II) ions by pretreated biomass of *Phanerochaete chrysosporium*. *Separation and Purification Technology*, 34(1-3), 135-142.
- Ma, X., Cui, W., Yang, L., Yang, Y., Chen, H., & Wang, K. (2015). Efficient biosorption of lead (II) and cadmium (II) ions from aqueous solutions by functionalized cell with intracellular CaCO_3 mineral scaffolds. *Bioresource technology*, 185, 70-78.
- Mahamadi, C., & Nharingo, T. (2010). Competitive adsorption of Pb^{2+} , Cd^{2+} and Zn^{2+} ions onto *Eichhornia crassipes* in binary and ternary systems. *Bioresource technology*, 101(3), 859-864.
- Montazer-Rahmati, M. M., Rabbani, P., Abdolali, A., & Keshtkar, A. R. (2011). Kinetics and equilibrium studies on biosorption of cadmium, lead, and nickel ions from aqueous solutions by intact and chemically modified brown algae. *Journal of hazardous materials*, 185(1), 401-407.

- Murad, F. N., Kabbashi, N. A., Alam, M. Z., & Al-Khatib, M. A. F. R. (2018). Immobilization of fungal biomass with multi-walled carbon nanotubes as biosorbent. *Malays. J. Microbiol*, 14, 113-119.
- Niu, H., Xu, X. S., Wang, J. H., & Volesky, B. (1993). Removal of lead from aqueous solutions by *Penicillium* biomass. *Biotechnology and Bioengineering*, 42(6), 785-787.
- Okoli, C. P., Diagboya, P. N., Anigbogu, I. O., Olu-Owolabi, B. I., & Adebowale, K. O. (2017). Competitive biosorption of Pb (II) and Cd (II) ions from aqueous solutions using chemically modified moss biomass (*Barbula lambarenensis*). *Environmental Earth Sciences*, 76(1), 33.
- Pardo, R., Herguedas, M., Barrado, E., & Vega, M. (2003). Biosorption of cadmium, copper, lead and zinc by inactive biomass of *Pseudomonas putida*. *Analytical and bioanalytical chemistry*, 376(1), 26-32.
- Shouaib, A., Badar, T., & Aslam, N. (2011). Removal of Pb (II), Cu (II) and Cd (II) from aqueous solution by some fungi and natural adsorbents in single and multiple metal systems. *Pak. J. Bot*, 43(6), 2997-3000.
- Skowroński, T., Pirszel, J., & Skowrońska, B. P. (2001). Heavy metal removal by the waste biomass of *Penicillium chrysogenum*. *Water Quality Research Journal*, 36(4), 793-803.
- Sun, X., Huang, H., Zhu, Y., Du, Y., Yao, L., Jiang, X., & Gao, P. (2019). Adsorption of Pb²⁺ and Cd²⁺ onto *Spirulina platensis* harvested by polyacrylamide in single and binary solution systems. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 583, 123926.
- Svecova, L., Spanelova, M., Kubal, M., & Guibal, E. (2006). Cadmium, lead and mercury biosorption on waste fungal biomass issued from fermentation industry. I. Equilibrium studies. *Separation and Purification Technology*, 52(1), 142-153.
- Valix, M., & Loon, L. O. (2003). Adaptive tolerance behaviour of fungi in heavy metals. *Minerals Engineering*, 16(3), 193-198.
- Valix, M., Tang, J. Y., & Malik, R. (2001). Heavy metal tolerance of fungi. *Minerals Engineering*, 14(5), 499-505.
- Yalçın, S., Sezer, S., & Apak, R. (2012). Characterization and lead (II), cadmium (II), nickel (II) biosorption of dried marine brown macro algae *Cystoseira barbata*. *Environmental Science and Pollution Research*, 19(8), 3118-3125.

Yoon, J. H., Hong, S. B., Ko, S. J., & Kim, S. H. (2007). Detection of extracellular enzyme activity in *Penicillium* using chromogenic media. *Mycobiology*, 35(3), 166-169.

Yu, J. X., Wang, L. Y., Chi, R. A., Zhang, Y. F., Xu, Z. G., & Guo, J. (2013). Competitive adsorption of Pb^{2+} and Cd^{2+} on magnetic modified sugarcane bagasse prepared by two simple steps. *Applied Surface Science*, 268, 163-170.

Zafar, S., Aqil, F., & Ahmad, I. (2007). Metal tolerance and biosorption potential of filamentous fungi isolated from metal contaminated agricultural soil. *Bioresource technology*, 98(13), 2557-2561.

Zhang, S. J., Yang, M., Yang, Q. X., Zhang, Y., Xin, B. P., & Pan, F. (2003). Biosorption of reactive dyes by the mycelium pellets of a new isolate of *Penicillium oxalicum*. *Biotechnology Letters*, 25(17), 1479-1482.

Chapitre VI :
Elimination des colorants rouge-ETL
et jaune-ETL

VI.1. CARACTERISATION DE *PENICILLIUM ROQUEFORTI*

Penicillium roqueforti est une moisissure saprophyte, très répandue dans la nature et peut être isolée du sol et des matières organiques en décomposition. Elle est fréquemment employée dans la fabrication de fromages à pâte persillée tels que le Danablu, le Gorgonzola, le Roquefort et le Stilton. La moisissure est principalement responsable de la maturation du fromage, due à sa capacité de production d'enzymes protéolytiques et lipolytiques (Jackson et Dobson, 2016).

La souche de *Penicillium roqueforti* utilisée dans notre travail a été isolée à partir du fromage et cultivée sur le milieu OGA pendant 48 heures. L'observation macroscopique (figure 41) montre des colonies de couleur blanc-verdâtre. L'observation microscopique (figure 42), permet de voir des structures en formes de pinceaux, portant des chaînes de conidies. Il n'y a pas une uniformité de structure, la plupart des pinceaux sont asymétriques avec différents degrés dans la complexité des ramifications. Quelques pinceaux sont monoverticillés et portés par des conidiophores assez courts.



Figure 41 : Aspect macroscopique de *Penicillium roqueforti*.

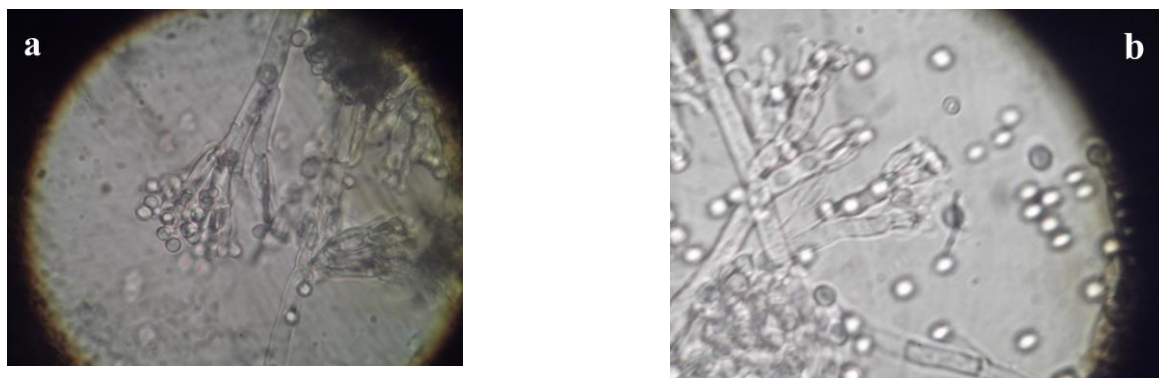


Figure 42 : Observation microscopique de *Penicillium roqueforti* ; a) Pinceau terverticillé b) Pinceau monoverticillé.

VI.2. ETUDE DE L'ADSORPTION DES COLORANTS

VI.2.1. Effet du pH du milieu

Le pH initial de la solution est un paramètre important qui doit être pris en considération lors de toute étude d'adsorption. L'effet de ce facteur sur l'évolution de la capacité d'adsorption a été analysé sur une gamme de pH allant de 2 à 10. Les résultats présentés sur les figure 43 et figure 44, ont montré que la quantité maximale de rouge-ETL et jaune-ETL adsorbées se produit à pH 2 avec une capacité d'adsorption de 11,76 et 12,04 mg/g pour le rouge- ETL et le jaune-ETL respectivement, pour une concentration initiale de 25 mg/L. Cette capacité d'adsorption diminue proportionnellement avec l'augmentation du pH pour enregistrer sa plus faible valeur à pH 10 avec 2,61 et 0,35 mg/g pour le rouge-ETL et le jaune-ETL respectivement. Ce comportement s'explique par le fait qu'à pH 2, les groupements fonctionnels présents à la surface de la biomasse subissent une forte protonation, ce qui confère aux polymères pariétaux une charge globale positive. Ainsi, la biosorption mise en jeu lors de la présente étude semble être essentiellement due à un phénomène d'attraction électrostatique (Aksu, 2005). De plus, capacité d'adsorption enregistrée diminue avec l'augmentation du pH. En effet, plus le pH augmente, plus la solution se concentre en ions hydroxyles (OH^-) qui sont susceptibles de concurrencer les molécules anioniques des colorants utilisés pour les sites actifs d'adsorption disponible à la surface de la biomasse de *P. roqueforti*.

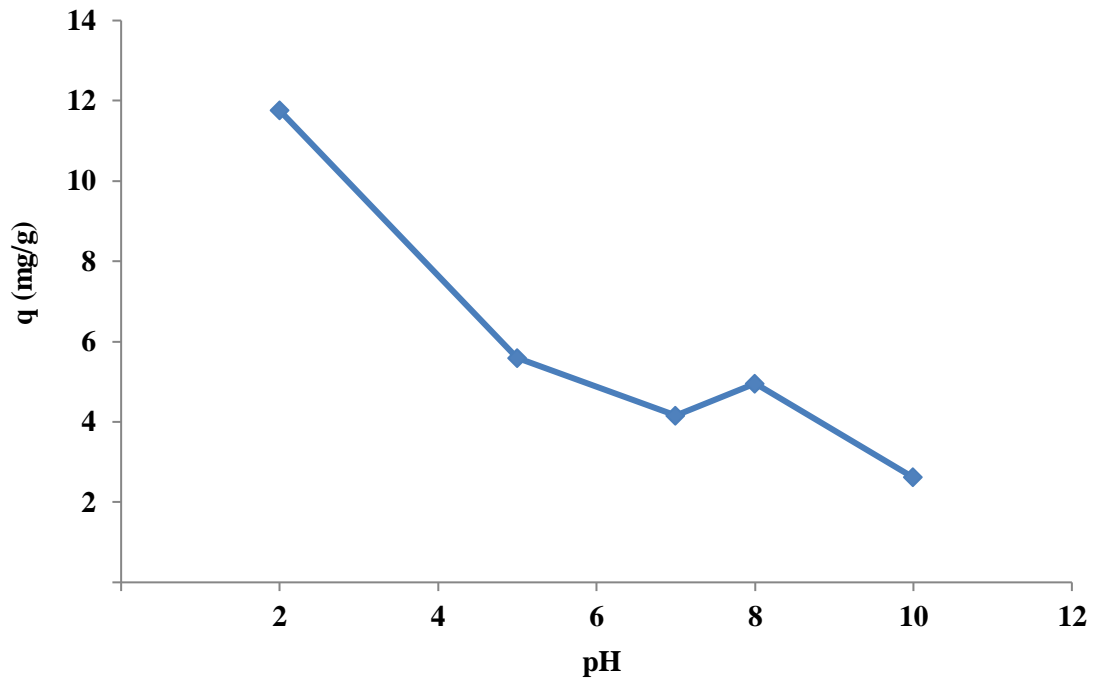


Figure 43 : Influence du pH sur l'adsorption du rouge-ETL.

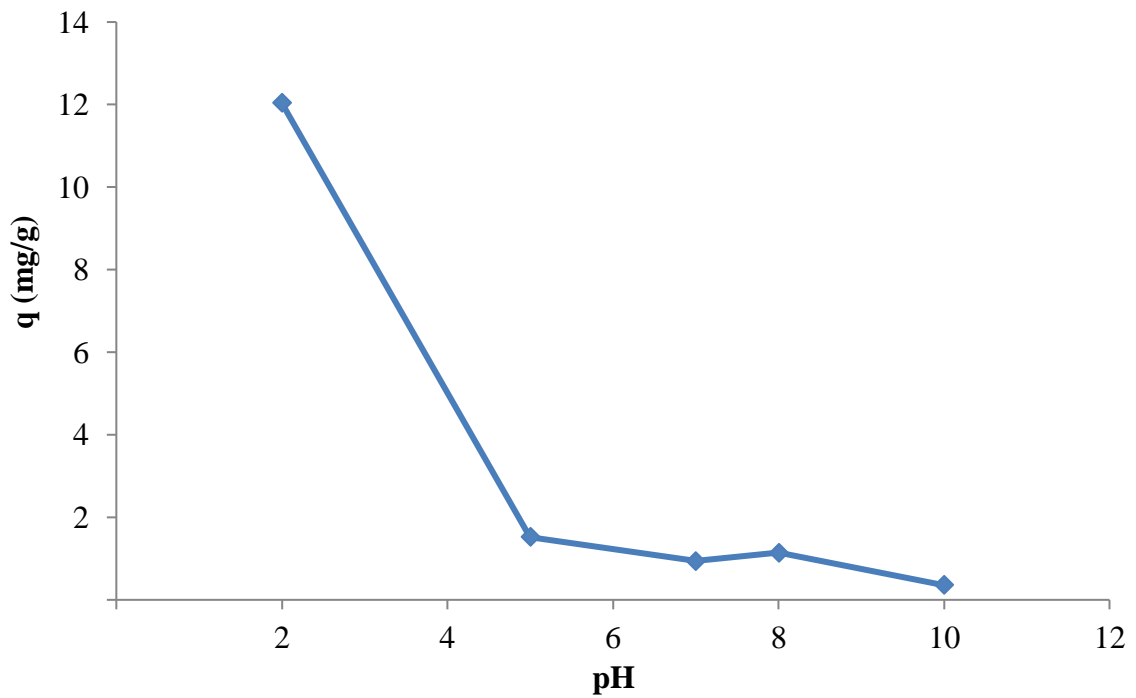


Figure 44 : Influence du pH sur l'adsorption du jaune-ETL.

VI.2.2. Effet du temps de contact

Les figures 45 et 46 montrent l'influence du temps de contact sur la capacité d'adsorption du rouge-ETL et le jaune-ETL par la biomasse de *P. roqueforti* pour des concentrations de 25 et 50 mg/L.

La capacité d'adsorption croît avec l'augmentation du temps de réaction suivant deux phases différentes : la première est rapide, au cours de laquelle la majeure partie des colorants est adsorbée pendant les 10 premières minutes de la réaction. La deuxième phase est lente où la capacité d'adsorption évolue lentement vers une valeur maximale et stable à partir de 50 minutes pour les deux colorants.

La forte adsorption des colorants sur la biomasse dès les premières minutes de contact peut être interprétée par le fait qu'en début d'adsorption, le nombre des sites actifs disponibles à la surface du matériau adsorbant est beaucoup plus important, mais au fur et à mesure les sites se saturent et le nombre des sites libres est réduit.

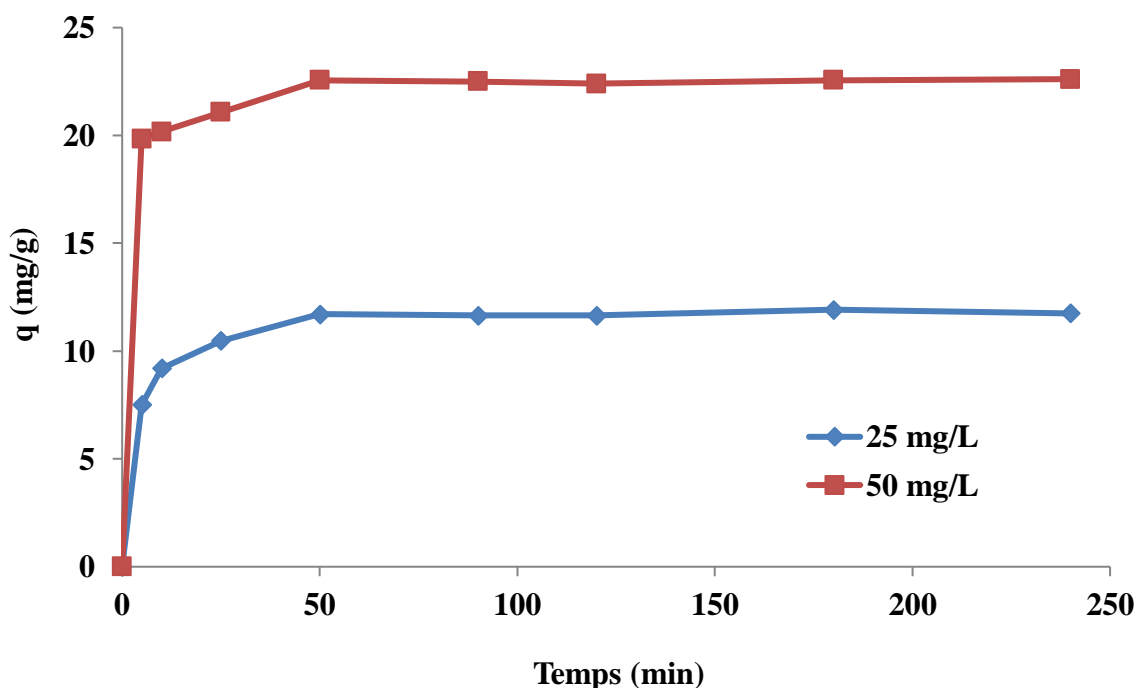


Figure 45 : Influence du temps de contact sur l'adsorption du rouge-ETL.

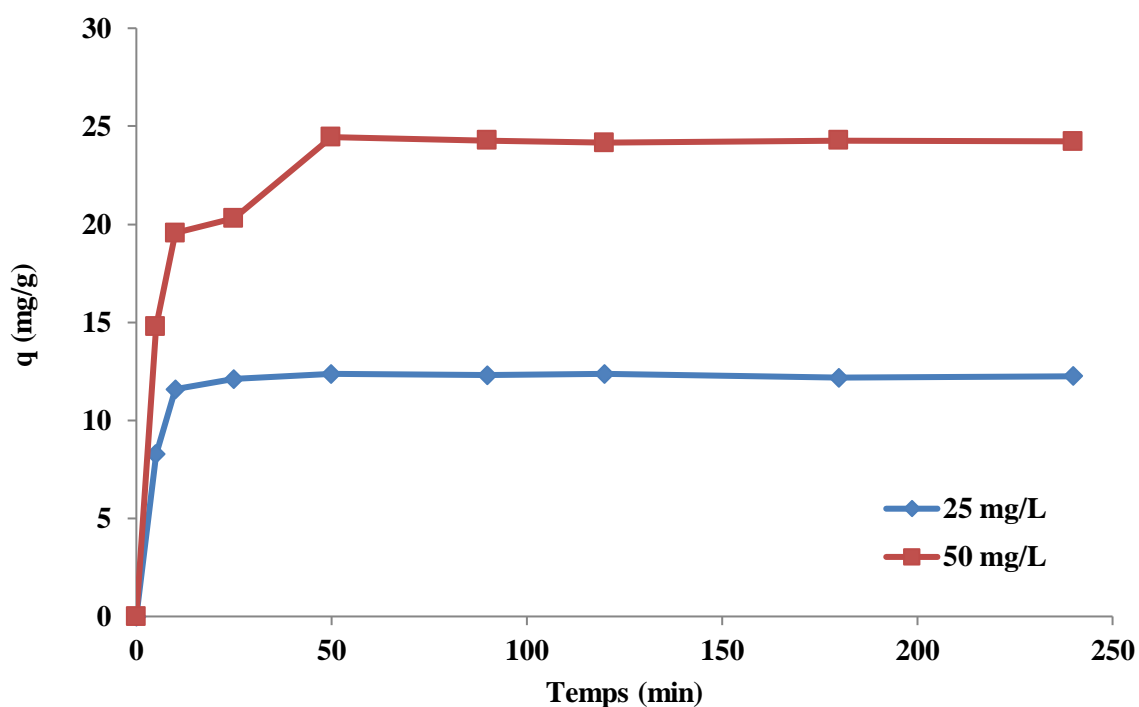


Figure 46 : Influence du temps de contact sur l'adsorption du jaune-ETL.

VI.2.3. Effet de la concentration initiale

L'influence de la concentration initiale des colorants sur la capacité d'adsorption de la biomasse de *P. roqueforti* a été étudiée pour des concentrations allant de 5 à 100 mg/L et à pH égale à 2. Les résultats, illustrés dans les figures 47 et 48, montrent une augmentation de la quantité des colorants adsorbés en fonction de l'augmentation de la concentration initiale sans atteindre un point de saturation. En effet, la capacité d'adsorption enregistre un accroissement de 1,28 à 44,15 mg/g et de 2,93 à 47,63 mg/g pour le rouge-ETL et le jaune-ETL respectivement pour une augmentation de la concentration initiale de 5 à 100 mg/L. Cela s'explique probablement par l'augmentation de la force motrice du gradient de concentration, lorsque la concentration initiale du colorant augmente. Des résultats similaires ont été observés dans la littérature (Sheshdeh et al., 2014).

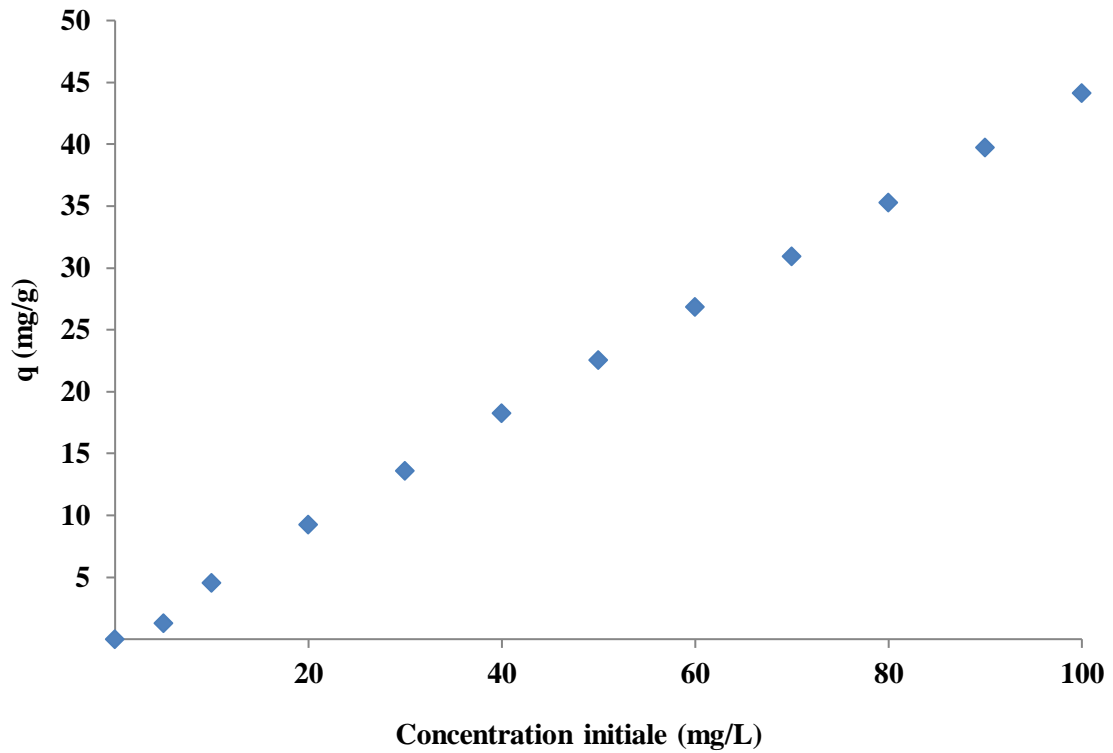


Figure 47 : Influence de la concentration initiale sur l'adsorption du rouge-ETL.

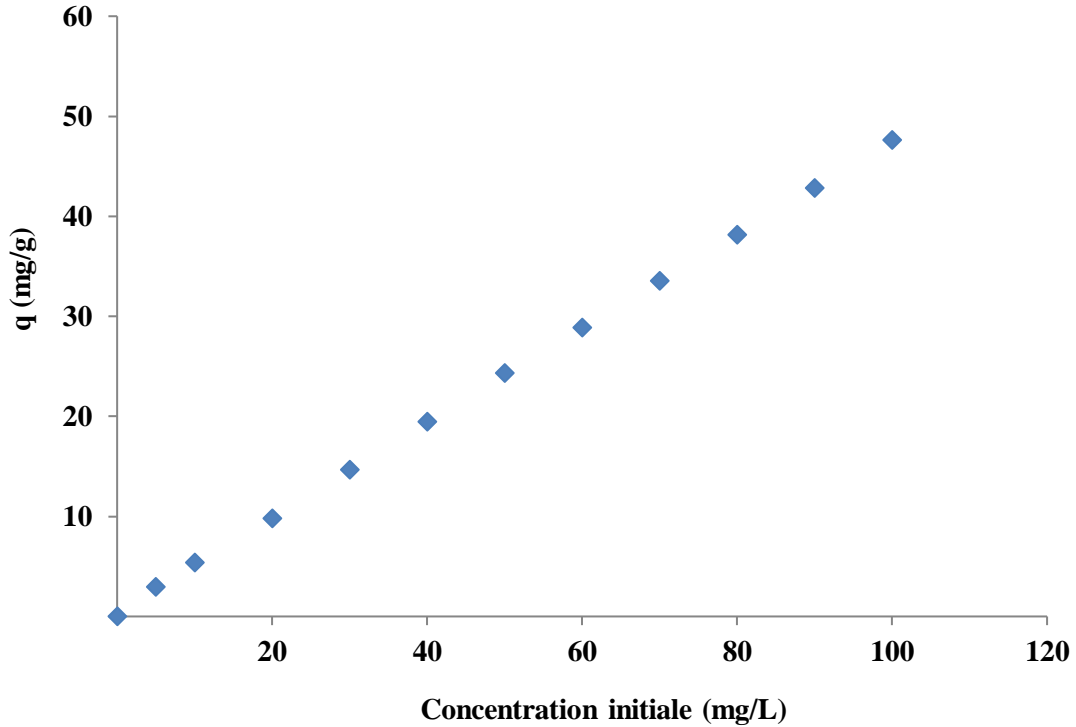


Figure 48 : Influence de la concentration initiale sur l'adsorption du jaune-ETL.

VI.2.4. Effet de la température

L'étude de l'influence de la température sur l'adsorption des colorants par la biomasse *P. roqueforti*, pour une concentration initiale de 25 mg/L et à un pH = 2, est illustrée dans les figures 49 et 50. Une légère amélioration de la capacité d'adsorption à l'équilibre est enregistrée au fur et à mesure que la température augmente, et ce, dans les conditions opératoires utilisées. En effet, en augmentant la température de la réaction de 17 à 40°C, la quantité de colorant adsorbée à l'équilibre a augmenté de 11,46 à 12,03 mg/g et de 12,08 à 12,55 mg/g pour le rouge-ETL et le jaune-ETL respectivement.

La température est un paramètre important affectant la capacité d'adsorption. L'adsorption peut être endothermique où la capacité d'adsorption augmente en augmentant la température, inversement, elle peut être exothermique, où la capacité d'adsorption diminue en augmentant la température, comme elle peut être indépendante de la température (Marczewski et al., 2016). Dans cette étude, la température n'avait pas une grande influence sur la capacité d'adsorption des deux colorants, ce qui nous amène à dire que l'adsorption du rouge-ETL et du jaune-ETL par la biomasse fongique, peut être effectuée à une température ambiante. Des observations similaires ont été rapportées par certains auteurs pour l'adsorption du bleu de méthylène (Mahammedi et Benguella, 2016) et le Rouge Basique 46 (Sheshdeh et al, 2014).

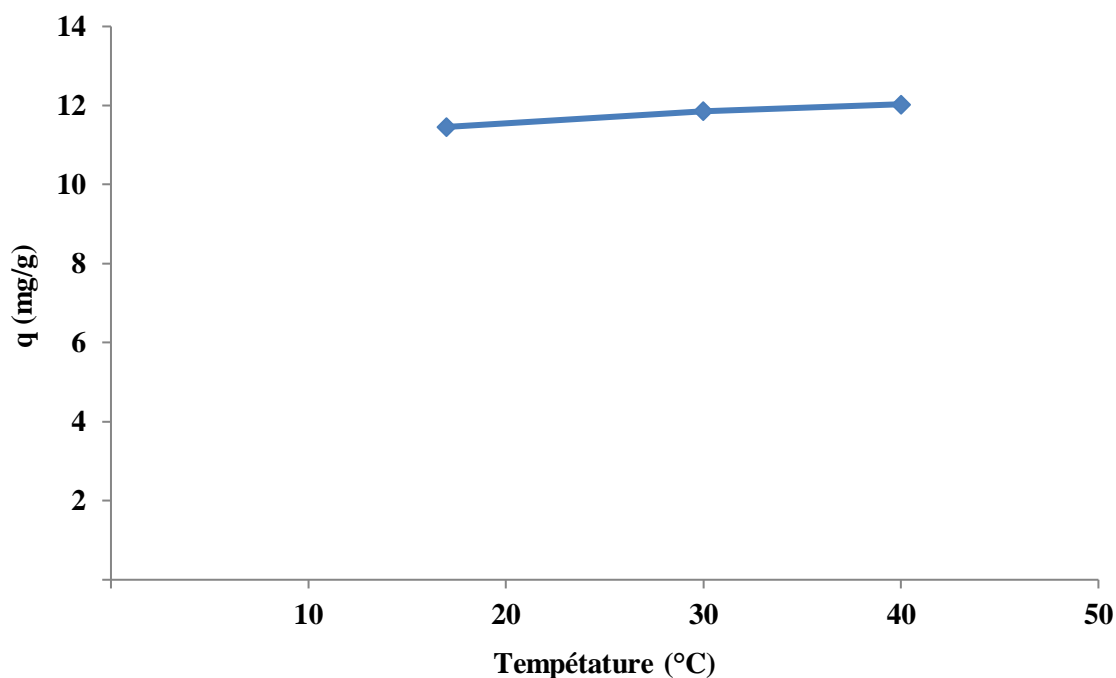


Figure 49 : Influence de la température sur l'adsorption du rouge-ETL.

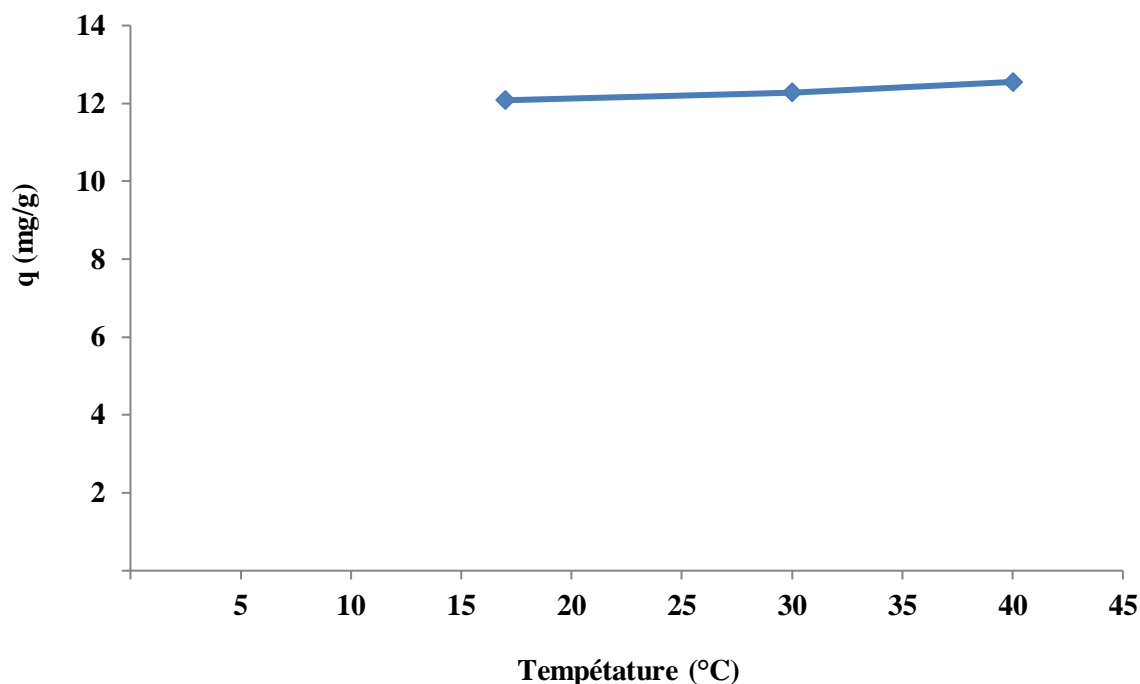


Figure 50 : Influence de la température sur l'adsorption du jaune-ETL.

VI.3. MODELISATION DES ISOTHERMES D'ADSORPTION

Les figures 51 à 54, représentent les isothermes de Freundlich et de Langmuir pour l'adsorption du rouge-ETL et jaune-ETL sur la biomasse de *P. roqueforti*. Les paramètres d'équilibre obtenus avec les modèles de Freundlich et de Langmuir sont portés sur le tableau 5. Les valeurs du coefficient de régression (R^2) sont plus élevées pour l'isotherme de Freundlich que pour l'isotherme de Langmuir, cela signifie que l'équation d'isotherme de Freundlich représente mieux le processus d'adsorption des deux colorants par la biomasse de *P. roqueforti*. Ceci est probablement dû à la distribution non uniforme des sites actifs à la surface de la biomasse.

Le paramètre $1/n$ de Freundlich renseigne sur l'intensité d'adsorption et indique la distribution relative des sites énergétiques pour l'adsorption et dépend à la fois de la nature et de la force du processus d'adsorption (Suguna et al., 2010). Les valeurs du paramètre $1/n$ obtenues sont comprises entre 0 et 1, indiquant que l'adsorption du rouge-ETL et jaune-ETL est favorable.

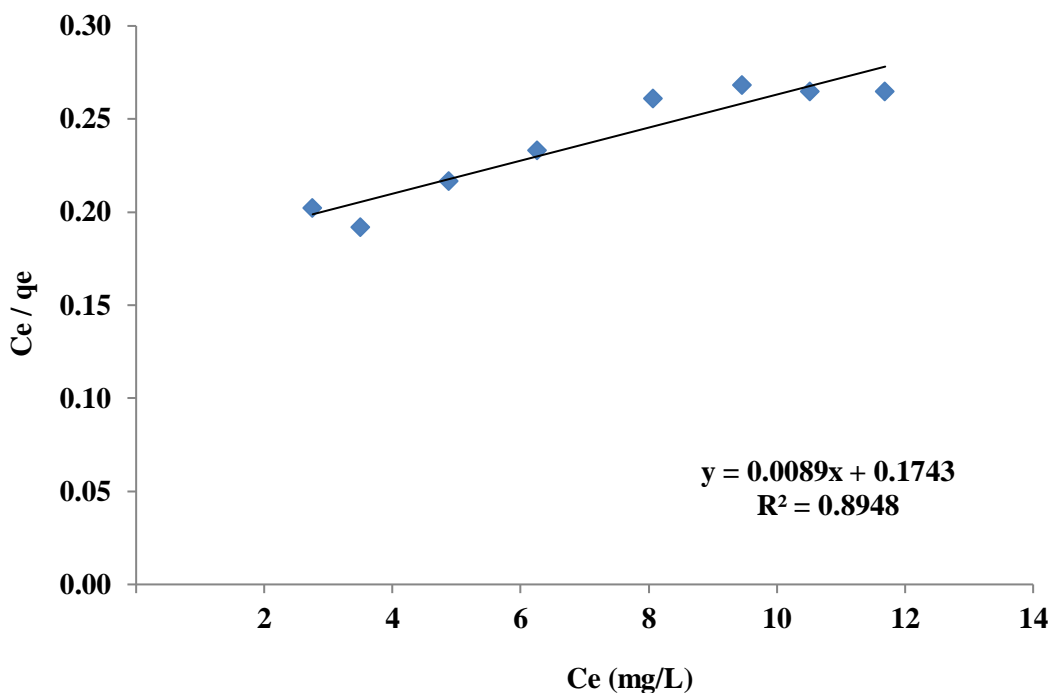


Figure 51 : Isotherme de Langmuir pour l'adsorption du rouge-ETL.

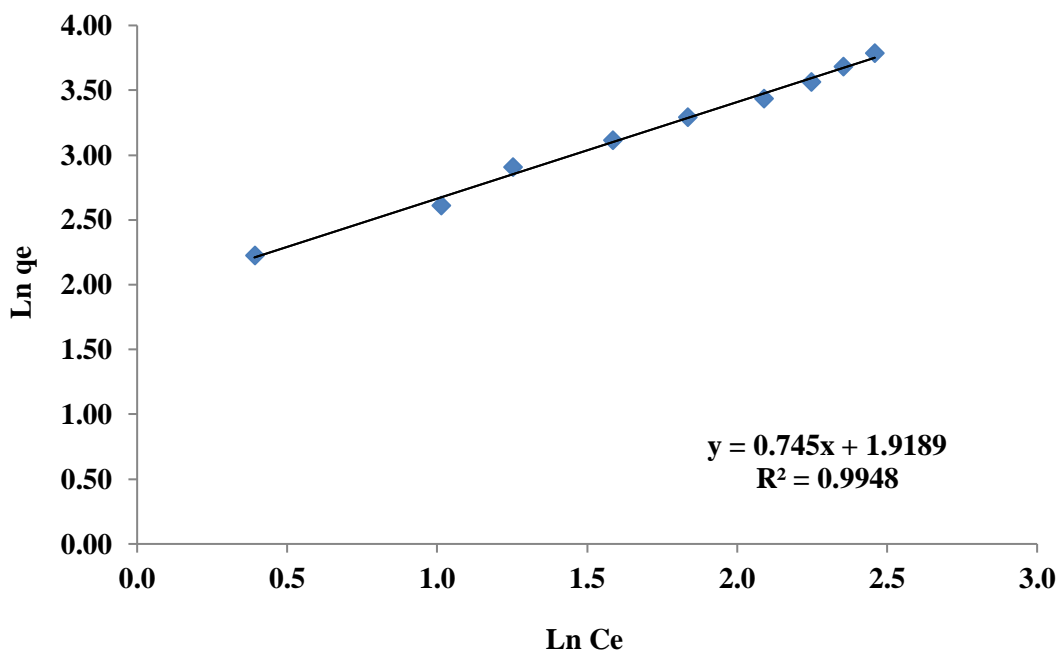


Figure 52 : Isotherme de Freundlich pour l'adsorption du rouge-ETL

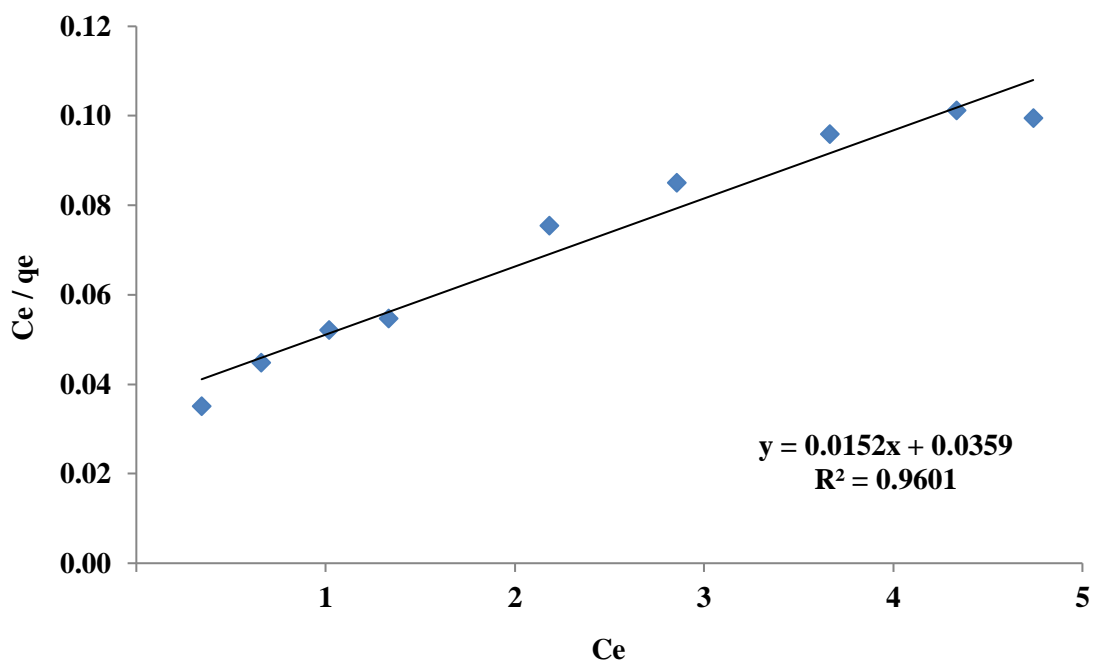


Figure 53 : Isotherme de Langmuir pour l'adsorption du jaune-ETL.

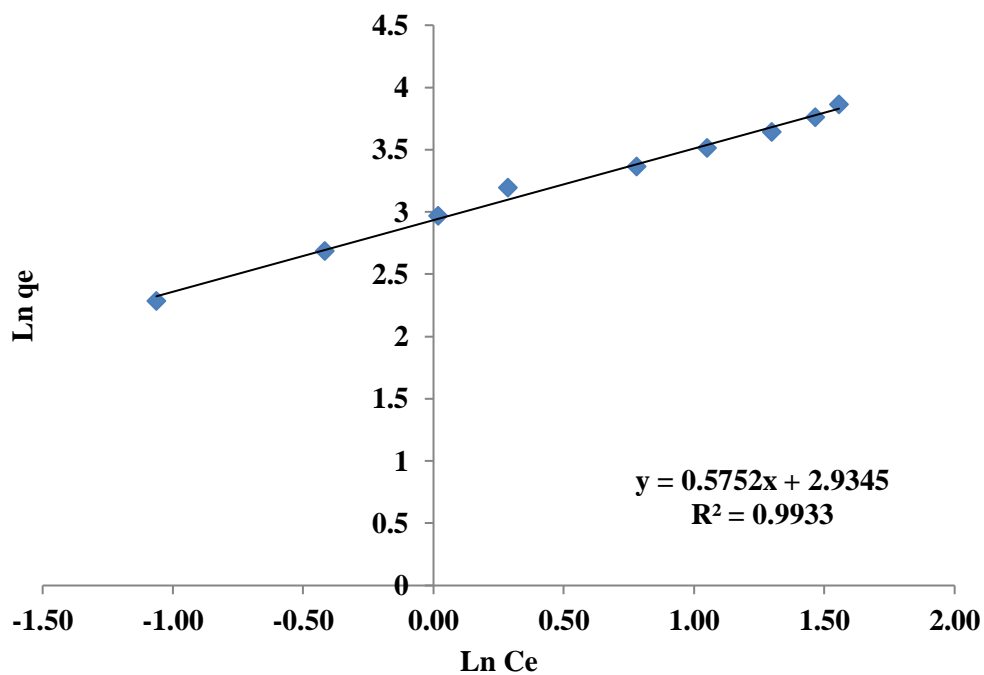


Figure 54 : Isotherme de Freundlich pour l'adsorption du jaune-ETL.

Tableau 5 : Constantes de Langmuir et Freundlich.

	Langmuir			Freundlich		
	K_L	q_m	R^2	K_F	n	R^2
Rouge-ETL	0,05	112,36	0,895	1,19	1,34	0,995
Jaune-ETL	0,42	65,79	0,960	18,81	1,74	0,993

VI.4. MODELISATION DE LA CINÉTIQUE D'ADSORPTION

Les figures 55 à 58, montrent l'application du modèle cinétique de pseudo-premier ordre et pseudo-second ordre aux résultats obtenus pour l'adsorption du rouge-ETL et jaune-ETL par la biomasse *P. roqueforti*. Les valeurs des quantités adsorbées q_e , les constantes de pseudo-premier ordre et pseudo-second ordre k_1 , k_2 et les coefficients de régression R^2 pour les deux concentrations utilisées sont données dans le tableau 6.

Les valeurs de R^2 pour le pseudo-premier ordre ont été trouvées relativement faibles et le calcul de q_e pour les deux concentrations montre que les quantités de colorant adsorbées sont plutôt faibles par rapport aux quantités expérimentales. En revanche, les valeurs de R^2 pour le pseudo-second ordre sont très élevées et sont toutes supérieures à 0,99 et dépassent de loin celles obtenues avec le modèle du pseudo premier ordre. Les quantités fixées à l'équilibre q_e sont très proches des valeurs retrouvées expérimentalement. Ces constatations nous amènent à penser que le processus d'adsorption suit le modèle de pseudo-second ordre.

Tableau 6 : Constantes de la cinétique d'adsorption des colorants.

	C_i (mg/L)	$q_{e \text{ exp}}$ (mg/g)	Pseudo premier ordre			Pseudo second ordre		
			K_1	$q_{e \text{ cal}}$	R^2	K_2	$q_{e \text{ cal}}$	R^2
Rouge-ETL	25	11.65	0.1635	16.87	0.9177	0.032	11.96	0.9998
	50	22.56	0.1685	15.36	0.8738	0.039	22.72	1
Jaune-ETL	25	12.37	0.0204	1.52	0.1339	0.126	12.30	0.9998
	50	24.27	0.0451	10.08	0.9382	0.062	24.57	0.9997

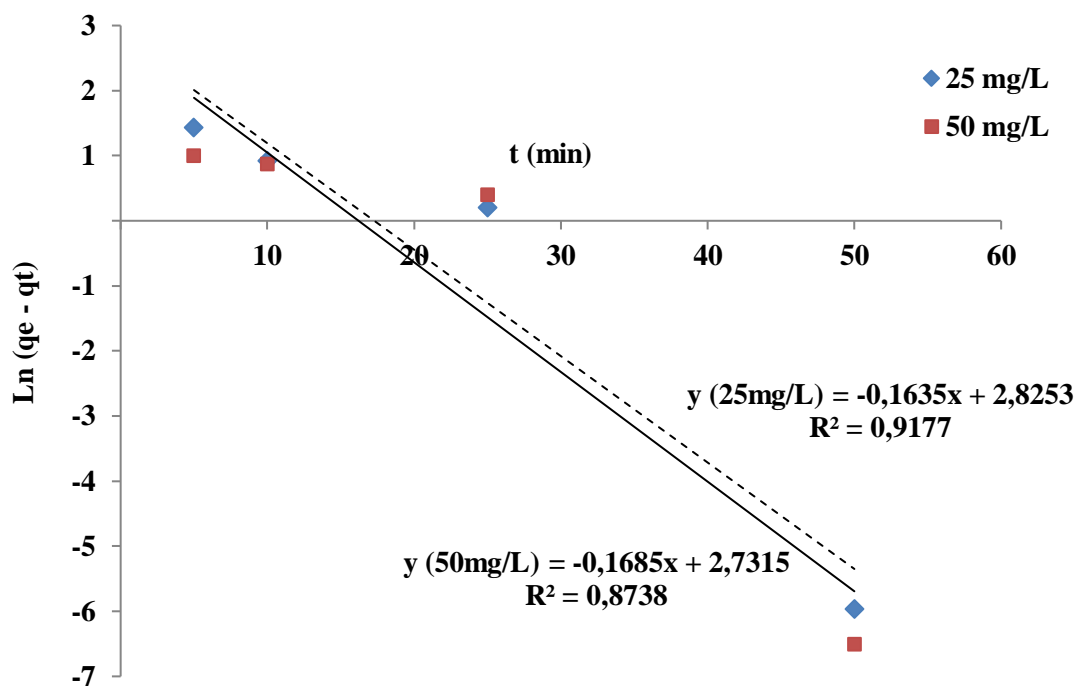


Figure 55 : Cinétique du pseudo premier ordre pour l'adsorption du rouge-ETL.

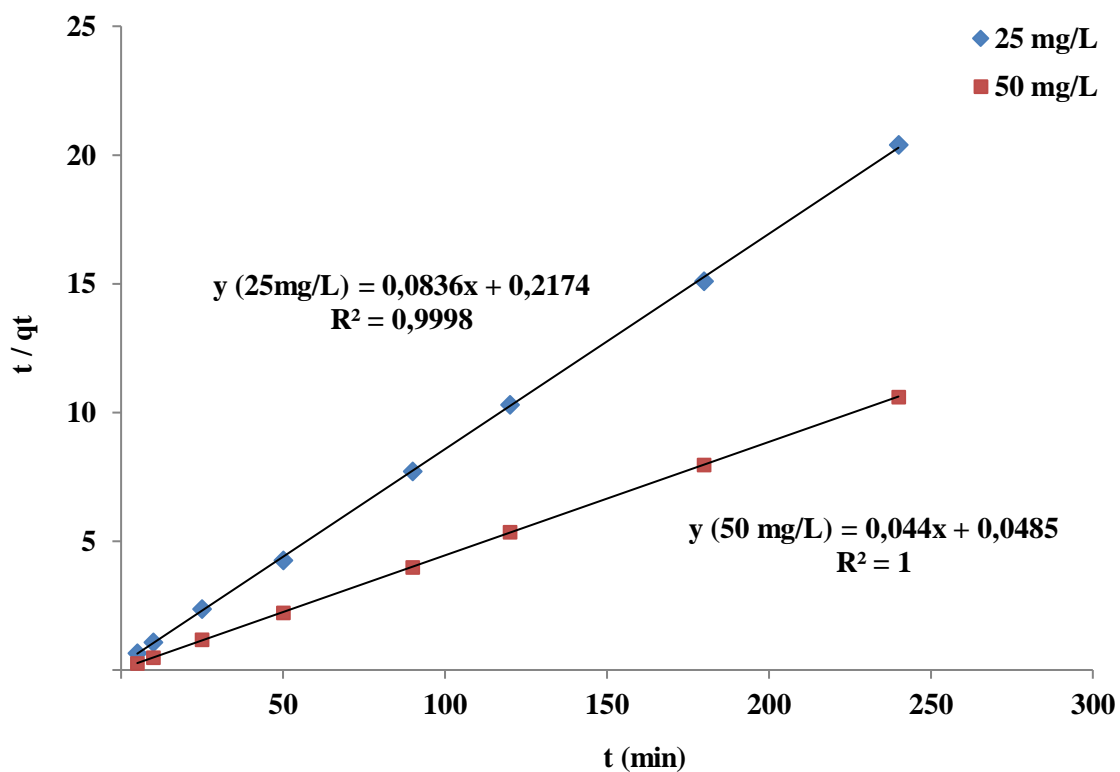


Figure 56 : Cinétique du pseudo second ordre pour l'adsorption du rouge-ETL.

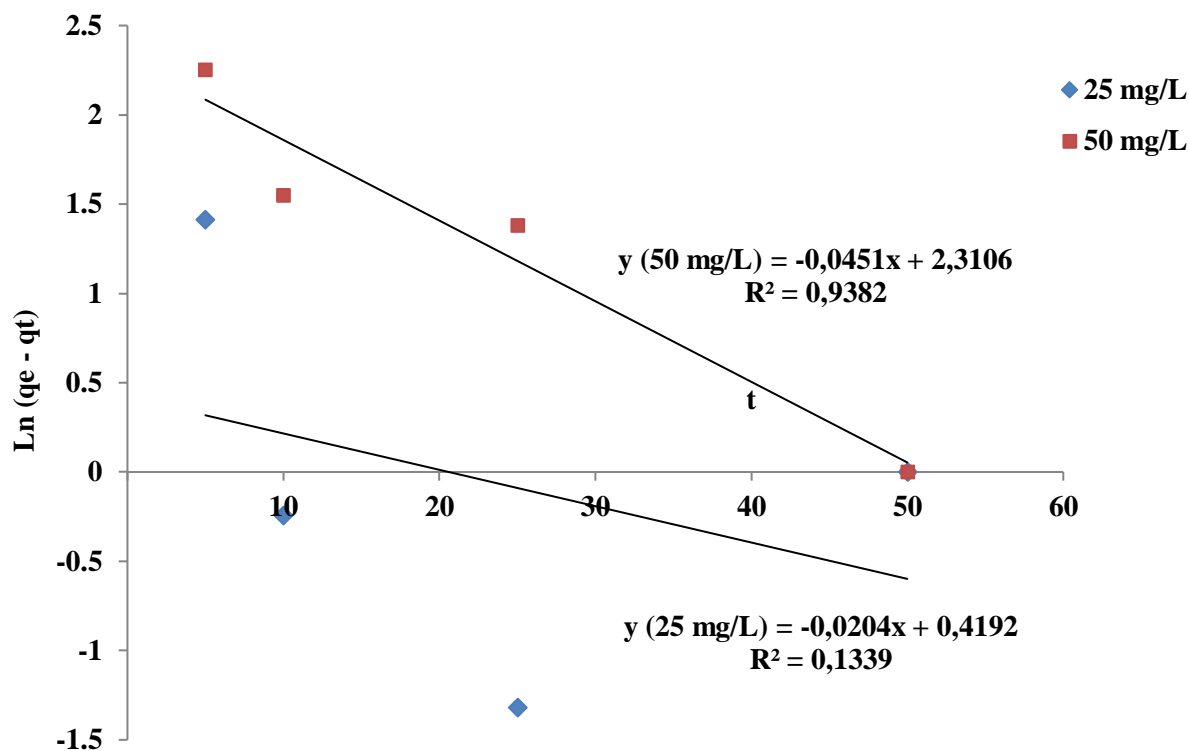


Figure 57 : Cinétique du pseudo premier ordre pour l'adsorption du jaune-ETL.

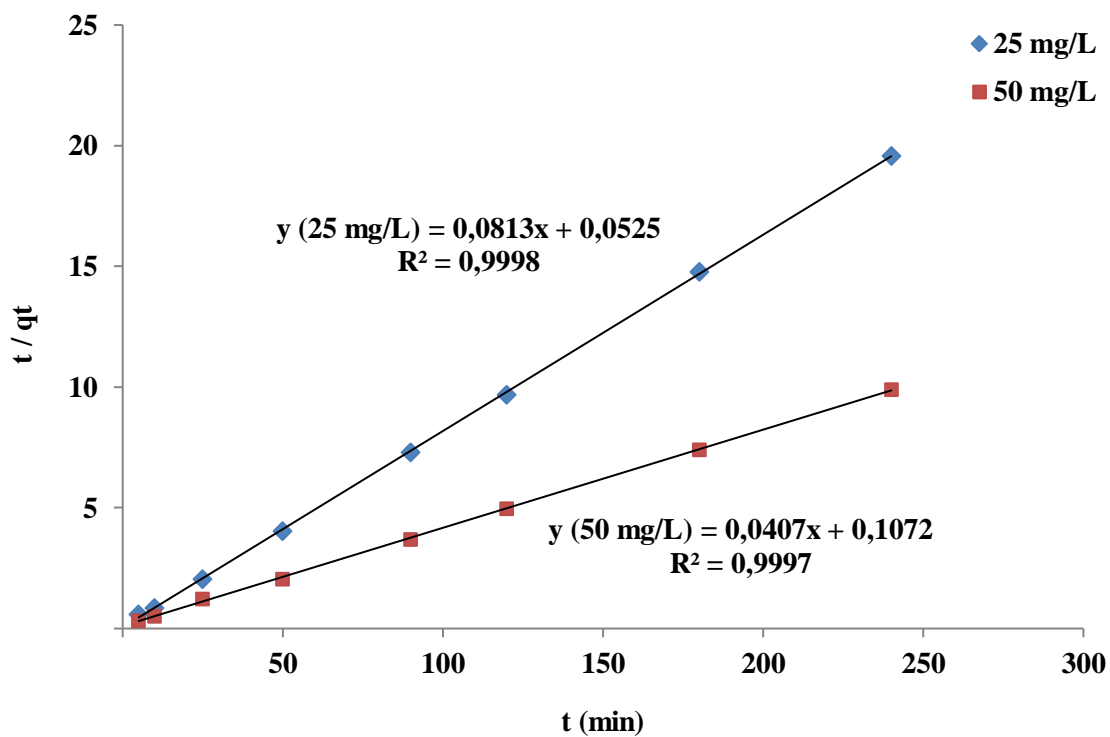


Figure 58 : Cinétique du pseudo second ordre pour l'adsorption jaune-ETL.

Références bibliographiques

Aksu, Z. (2005). Application of biosorption for the removal of organic pollutants: a review. *Process biochemistry*, 40(3-4), 997-1026.

Mahammedi, F., & Benguella, B. (2016). Adsorption of methylene blue from aqueous solutions using natural clay. *J. Mater. Environ. Sci*, 7(1), 285-292.

Jackson, S. A., & Dobson, A. D. W. (2016). Yeasts and Molds: *Penicillium roqueforti*.

Marczewski, A. W., Seczkowska, M., Deryło-Marczewska, A., & Blachnio, M. (2016). Adsorption equilibrium and kinetics of selected phenoxyacid pesticides on activated carbon: effect of temperature. *Adsorption*, 22(4-6), 777-790.

Sheshdeh, R. K., Nikou, M. R. K., Badii, K., Limaee, N. Y., & Golkarnarenji, G. (2014). Equilibrium and kinetics studies for the adsorption of Basic Red 46 on nickel oxide nanoparticles-modified diatomite in aqueous solutions. *Journal of the taiwan institute of chemical engineers*, 45(4), 1792-1802.

Suguna, M., Kumar, N. S., Subbaiah, M., & Krishnaiaha, V. (2010). Removal of divalent manganese from aqueous solution using *Tamarindus indica* ferut nut shell. *J. Chem. Pharm. Res*, 2(1), 7-20.

Chapitre VII :
Application de la méthode Taguchi à
l'élimination du R-ETL et J-ETL

VII.1. PLAN D'EXPERIENCE PAR LA METHODE DE TAGUCHI

La méthode Taguchi développée par Genichi Taguchi (Taguchi & Konishi, 1987) est une méthode statistique d'optimisation multivariée et de planification expérimentale appliquée pour l'optimisation des paramètres efficaces. Cette méthode est largement utilisée pour concevoir un processus et améliorer la qualité du produit (Yatome et al., 1990). Elle présente certains avantages par rapport aux techniques traditionnelles d'optimisation univariante, tels que le maintien du coût expérimental à un niveau minimum, la réduction du temps d'investigation expérimentale et la possibilité d'étudier l'influence des facteurs individuels pour déterminer le paramètre le plus efficace (Tsui, 1992).

De nombreuses applications de la méthode Taguchi ont été rapportées. Par exemple, Engin et al. ont utilisé la méthode Taguchi pour optimiser les conditions du procédé (telles que le débit d'alimentation, la hauteur du lit et la concentration du colorant) pour éliminer le colorant de l'eau (Engin et al., 2008). Irdemez et al. ont utilisé la méthode Taguchi pour déterminer les conditions optimales d'élimination du phosphate de l'eau par électrocoagulation (Irdemez et al., 2006).

Dans cette étude, *P. roqueforti* a été utilisée comme un adsorbant pour l'élimination du R-ETL et J-ETL des solutions aqueuses. Pour trouver les conditions optimales d'élimination, le plan d'expérience de Taguchi confectionné sur le logiciel Minitab 18 a été utilisé pour examiner l'influence de divers paramètres, pour leur performance optimale, tels que la concentration initiale des colorants R-ETL et J-ETL, le temps de contact et le pH initial de la solution des colorants. La combinaison optimale de paramètres pour le système d'adsorption du mode batch a ensuite été déterminée, et l'importance relative de chaque paramètre a été confirmée par l'analyse de la variance (ANOVA).

VII.1.1. Conception d'expériences

Dans la présente étude, les facteurs de contrôle sélectionnés sont le pH de la solution, la concentration initiale et le temps de contact dont chaque facteur varie selon trois niveaux. Selon la méthode Taguchi, un tableau orthogonal L27 qui comporte 27 lignes correspondant au nombre d'essais avec trois colonnes à trois niveaux (voir Tableau 7) a été utilisé pour réduire le nombre d'expériences afin de déterminer les paramètres optimaux du processus d'élimination.

La variable de réponse pour la réalisation de cette étude est la capacité d'adsorption des colorants R-ETL et J-ETL sur l'adsorbant *P. roqueforti*.

Tableau 7 : Paramètre d'adsorption et leurs différents niveaux de contrôle.

Facteurs	Désignation	Niveau 1	Niveau 2	Niveau 3
pH	A	2	7	10
Concentration (mg/L)	B	50	100	200
Temps (min)	C	10	60	120

VII.2. RESULTATS DE L'ADSORPTION DES COLORANTS R-ETL ET J-ETL

Les résultats des 27 expériences de l'adsorption des colorants textiles, reliés au réseau orthogonal de Taguchi L27 sont regroupés dans le Tableau 8.

VII.3. OPTIMISATION DES PARAMETRES D'ADSORPTION

Dans la méthode Taguchi le rapport S/N (signal/ bruit) est utilisé pour mesurer la caractéristique de qualité qui s'écarte de la valeur souhaitée. Le terme "signal" représente la valeur souhaitable (moyenne) de la caractéristique de sortie, et le terme "bruit" représente la valeur non souhaitable écart-type de la caractéristique de sortie. Par conséquent, le rapport S/N est le rapport entre la moyenne et l'écart-type. Pour obtenir une performance d'élimination optimale, la caractéristique de qualité la plus élevée « **the higher – the better** » a été sélectionnée. Le rapport S/N est défini comme suit (Aguedal et al., 2018) :

$$\left(\frac{S}{N}\right) = -10 \log\left[\frac{1}{n} \sum \frac{1}{y_i^2}\right]$$

- Y_i : est la réponse expérimentale (quantité d'adsorption du colorant Q_e)
- n : le nombre de réplifications d'expériences.

Tableau 8 : Conception expérimentale du tableau orthogonal L27 de Taguchi réalisé pour l'étude d'adsorption des colorants R-ETL et J-ETL.

Expérience	pH	Concentration (mg/L)	Temps (min)	R-ETL	J-ETL
				Taux d'élimination (%)	Taux d'élimination (%)
01	2	50	10	74,28	81,19
02	2	50	60	89,81	97,43
03	2	50	120	89,38	97,07
04	2	100	10	72,03	86,92
05	2	100	60	88,31	93,56
06	2	100	120	94,90	93,51
07	2	200	10	53,89	74,32
08	2	200	60	88,73	87,55
09	2	200	120	90,59	93,17
10	7	50	10	29,38	26,22
11	7	50	60	40,02	38,23
12	7	50	120	17,26	45,32
13	7	100	10	14,80	20,77
14	7	100	60	25,44	25,43
15	7	100	120	2,79	29,38
16	7	200	10	29,27	25,05
17	7	200	60	38,52	35,45
18	7	200	120	39,48	38,41
19	10	50	10	6,19	29,53
20	10	50	60	1,72	30,97
21	10	50	120	2,15	35,54
22	10	100	10	13,95	31,17
23	10	100	60	13,63	26,15
24	10	100	120	12,03	30,82
25	10	200	10	26,18	27,02
26	10	200	60	24,80	24,78
27	10	200	120	24,27	32,94

Les réponses des rapports S/N moyens pour chacun niveaux de contrôle sont regroupés dans le Tableau 03, où un niveau correspond à une valeur définie donnée pour chacun des trois facteurs : pH, concentration initiale et temps de contact. Les Figure 59 et 60 montrent les graphiques de rapport S/N pour l'élimination des colorants R-ETL et J-ETL respectivement. Les résultats ont révélé que les conditions optimales pour l'élimination du colorant R-ETL suivent la combinaison suivante A1, B3 et C2 (pH 2, la concentration initiale de 200 mg/L et le temps de contact de 60min) tandis que le colorant J-ETL avait la combinaison suivante A1, B1 et C3 (pH 2, la concentration initiale de 50 mg/L et le temps de contact de 120min). Comme le montre le Tableau 9, ces conditions présentent les valeurs S/N les plus élevées 38,21 ; 32,18 et 29,35 pour le colorant R-ETL et 39 ; 33,45 et 33,76 pour le colorant J-ETL. Dans ces combinaisons optimales, les taux d'adsorption expérimentaux enregistrés sont de 88,73 et 97,07 % respectivement pour R-ETL et J-ETL. Une fois que le niveau optimal de chaque facteur de contrôle de la présente conception a été sélectionné, il est nécessaire de prédire l'adsorption des colorants R-ETL et J-ETL selon le plan établi par la méthode Taguchi. Les taux d'adsorption prédits étaient de 92,53 et 97,45 % soit 4,11 et 0,4 % moins que le résultat expérimental réel respectivement pour R-ETL et J-ETL.

Tableau 9 : Tableau des réponses pour les rapports signal/bruit.

Niveau	Colorant R-ETL			Colorant J-ETL		
	pH	Concentration (mg/L)	Temps (min)	pH	Concentration (mg/L)	Temps (min)
1	38,21	25,43	28,71	39,00	33,45	31,67
2	26,61	27,02	29,35	29,74	32,16	32,76
3	19,82	32,18	26,58	29,46	32,58	33,76

Les valeurs en gras représentent les facteurs optimaux des niveaux de contrôle.

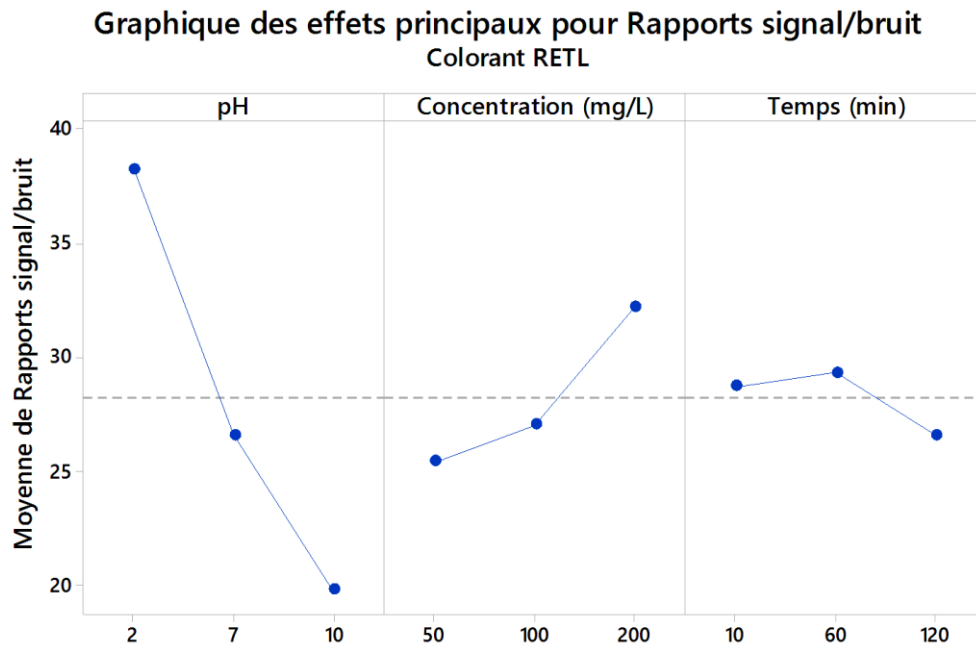


Figure 59 : Tracé de l'effet de chaque facteur sur l'adsorption du colorant R-ETL.
(Les sommets marquent les niveaux d'élimination optimale)

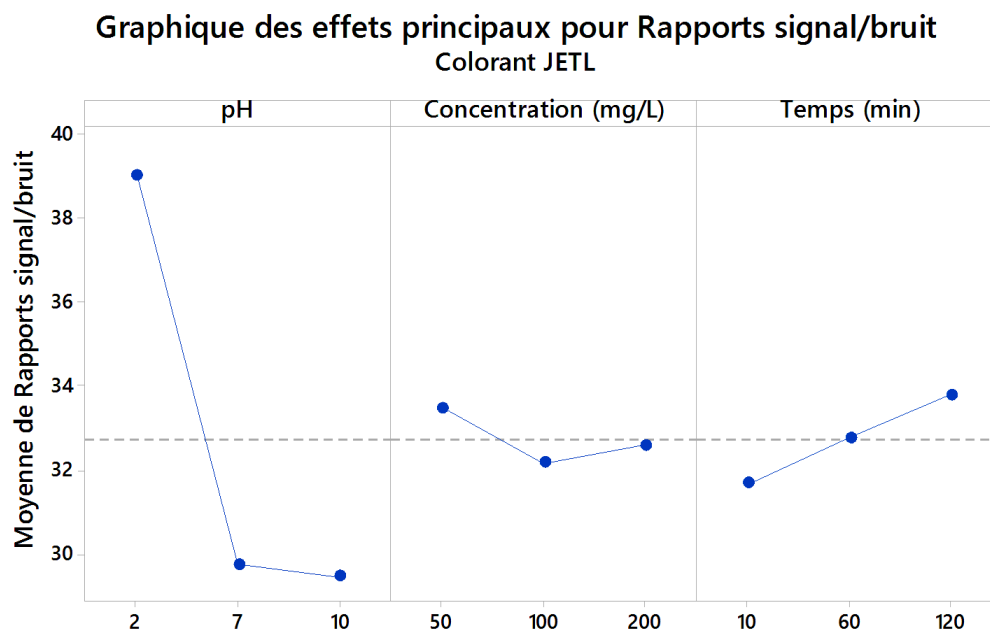


Figure 60 : Tracé de l'effet de chaque facteur sur l'adsorption du colorant J-ETL.
(Les sommets marquent les niveaux d'élimination optimale)

VII.4. ANALYSE STATISTIQUE

L'objectif de l'analyse de la variance (ANOVA) est de rechercher quels paramètres de conception ont un effet significatif sur la caractéristique de qualité. Sur le plan statistique, il existe un outil appelé test F qui permet de vérifier cette caractéristique. La valeur F pour chaque paramètre de conception est simplement le rapport entre la moyenne des écarts quadratiques et la moyenne des erreurs quadratiques. En général, lorsque $F > 4$, cela signifie que la variation du paramètre de conception a un effet significatif (Fisher, 1971).

Les Tableaux 10 et 11 montrent les résultats ANOVA pour l'adsorption des colorant R-ETL et J-ETL respectivement utilisés dans le présent travail. D'après les résultats, le facteur le plus important qui a influencé la performance du système d'adsorption des deux colorants sur *P. roqueforti*, est le pH de la solution qui contribue à plus de 85 % (87,53 % pour le colorant R-ETL et 95,07 % pour le colorant J-ETL). Tandis que les autres paramètres contribuent à moins de 3 %. A titre d'exemple, le temps de contact est le facteur qui affecte en second lieu, et il a été trouvé qu'il contribuait à 1,69 et 2,29 % respectivement pour R-ETL et J-ETL. La concentration initiale s'est avérée être un facteur relativement mineur, ne contribuant qu'à 1,42 et 0,64 % respectivement pour R-ETL et J-ETL. La faible réponse de l'adsorption des deux colorant aux concentrations initiales démontre que le processus d'adsorption dépend peu du gradient de concentration à l'interface solide/liquide, et que la protonation et la diffusion peuvent augmenter le taux de transfert de masse des deux colorant. Ces résultats sont en accord avec ceux rapportés par Aguedal et al, (Aguedal et al., 2018).

Tableau 10 : Analyse de la variance pour l'élimination du colorant R-ETL.

Source	DL	SomCar séq	SomCar ajust	CM ajust	F	P	Degré de contribution
pH	2	24009,1	24009,1	12004,5	93,83	0,000	87,53
Concentration (mg/L)	2	389,1	389,1	194,5	1,52	0,243	1,42
Temps (min)	2	464,2	464,2	232,1	1,81	0,189	1,69
Erreur résiduelle	20	2558,8	2558,8	127,9			
Total	26	27421,2					90,64

Tableau 11 : Analyse de la variance pour l'élimination du colorant J-ETL.

Source	DL	SomCar séq	SomCar ajust	CM ajust	F	P	Degré de contribution
pH	2	20672,0	20672,0	10336,0	451,81	0,000	95,07
Concentration (mg/L)	2	138,9	138,9	69,4	3,04	0,071	0,64
Temps (min)	2	498,5	498,5	249,2	10,89	0,001	2,29
Erreur résiduelle	20	457,5	457,5	22,9			
Total	26	21766,9					98,00

VII.5. EFFETS COMBINES DES FACTEURS DE CONTROLE

Le graphique de contour (Figures 61 et 62) sert à explorer la relation éventuellement existante entre les trois variables. Les facteurs choisis sont ceux ayant le plus d'effet sur la réponse, à savoir le pH de la solution et le temps de contact. Le paramètre le moins influent, la concentration initiale, a été négligé. Ce graphique affiche la relation en deux dimensions : les facteurs de contrôle sont représentés sur les échelles des abscisses et des ordonnées, tandis que les valeurs des réponses sont représentées par des contours. Les graphiques montrent que l'adsorption des deux colorants R-ETL et J-ETL se comporte de la même manière.

D'après les résultats, on voit bien que les meilleures zones d'adsorptions des colorants ont été obtenues à pH acide, en raison de la protonation (formation d'une charge positive à la surface de l'adsorbant) traduit par l'ionisation des groupes fonctionnels existant à la surface de *P. roqueforti* (El Haddad et al., 2014). Cela conduit à la formation de fortes d'interactions électrostatiques entre la surface de *P. roqueforti* et les colorants (Aguedal et al., 2019). Avec l'augmentation du temps de contact, l'efficacité de l'élimination augmente. Le temps de contact n'a pas montré un grand effet sur l'élimination de R-ETL tandis que son effet sur J-ETL était assez évident. L'augmentation rapide du taux d'adsorption est probablement due à l'abondance de sites actifs facilement accessibles par les molécules des colorants.

Le ralentissement de la vitesse d'adsorption peut être dû à l'état de saturation de l'adsorbants, qui provoque des forces répulsives entre les molécules de colorant adsorbées sur la surface de l'adsorbants et les molécules de colorant restantes en solution (Aguedal et al., 2019).

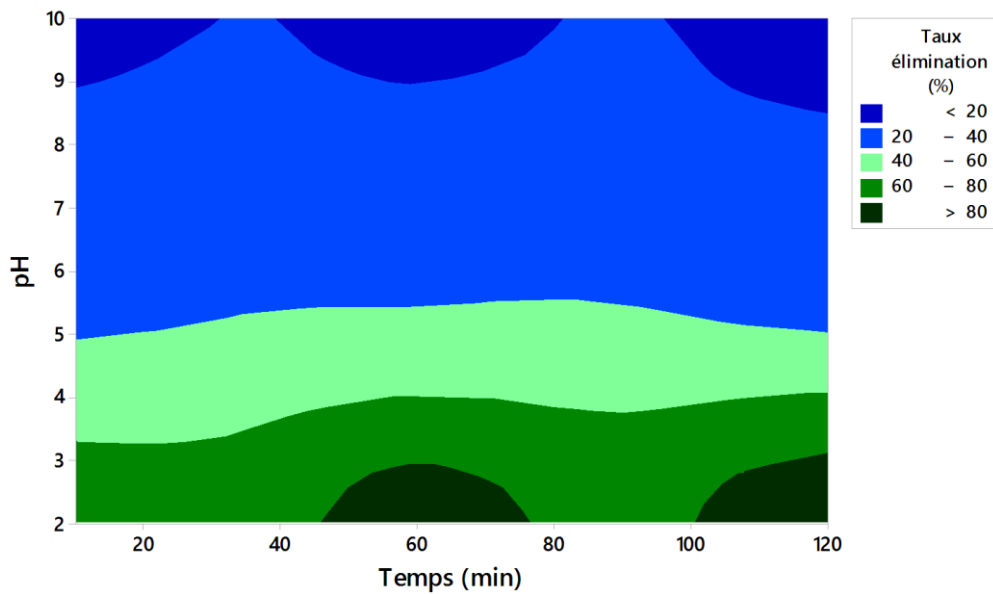


Figure 61 : Graphique de contour de l'adsorption du colorant R-ETL sur *P. roqueforti*

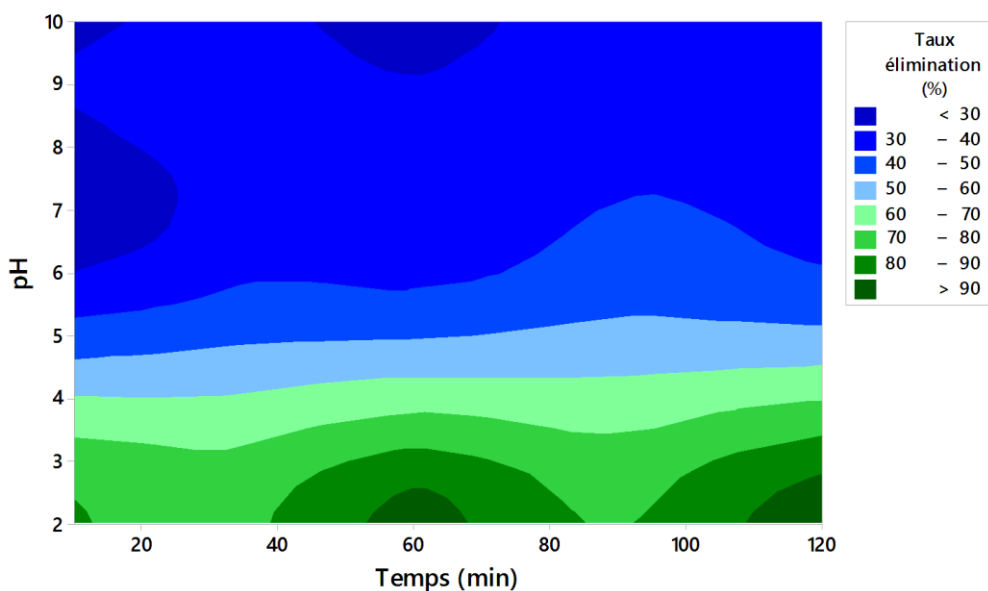


Figure 62 : Graphique de contour de l'adsorption du colorant J-ETL sur *P. roqueforti*

VII.6. PREVOIR LES RESULTATS PAR LE MODELE DE TAGUCHI

Dans les Figures 63 et 64, nous montrons le diagramme de parité des valeurs de qualité prédites par la méthode Taguchi par rapport aux valeurs de qualité obtenues par les expériences d'adsorption en mode batch. Pour analyser la précision, nous avons calculé les coefficients de détermination entre les valeurs prédites par méthode Taguchi et les valeurs expérimentales. Il est clair, que la méthode Taguchi prédit avec précision l'adsorption à l'équilibre de l'ensemble des données de l'optimisation. Il convient de mentionner ici que la précision peut être améliorée en ajoutant plus d'entrées et en augmentant le nombre de points de données. Dans cette étude, nous avons utilisé seulement trois facteurs dont chacun avec trois niveaux de contrôle pour un total de 27 expériences. La qualité du réseau orthogonal de la méthode Taguchi peut être également améliorée en ajoutant de nouvel paramètre, telles que la dose de l'adsorbant, la température du milieu...etc. Néanmoins, le $R^2 > 0,90$ est raisonnablement acceptable, surtout si nous comparons les résultats avec ceux obtenus à partir de la corrélation empirique (Kakkar et al., 2021).

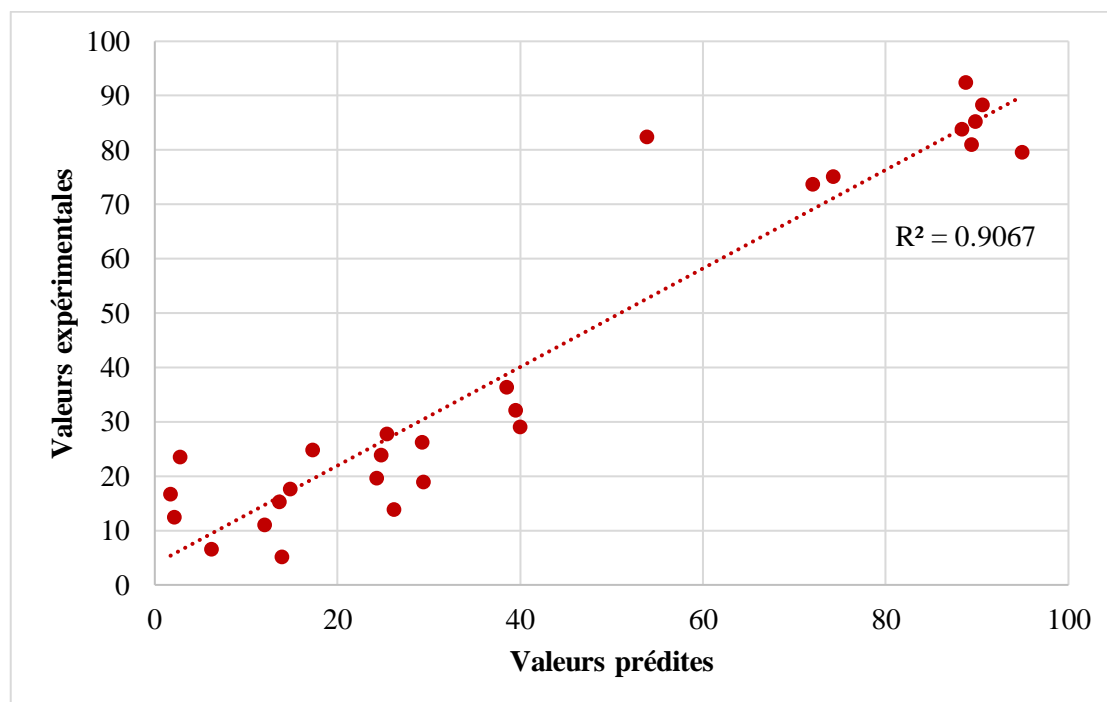


Figure 63 : Graphique de parité entre le taux d'adsorption à l'équilibre du colorant R-ETL obtenue expérimentalement et l'adsorption prédite par la méthode Taguchi.

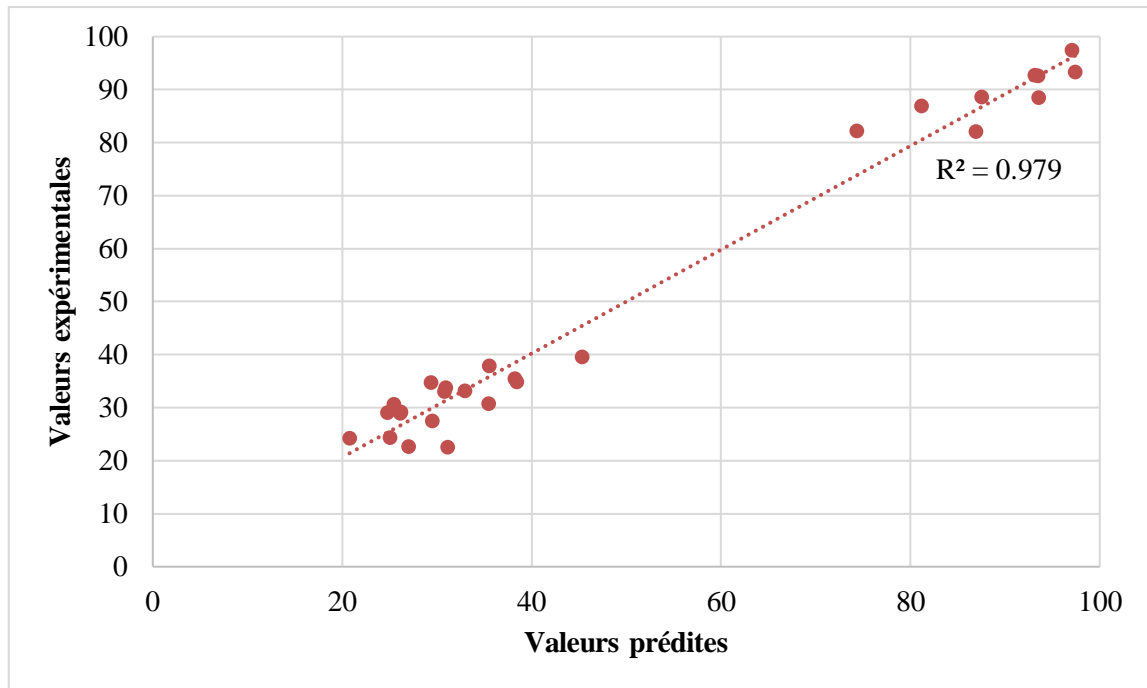


Figure 64 : Graphique de parité entre le taux d'adsorption à l'équilibre du colorant J-ETL obtenue expérimentalement et l'adsorption prédite par la méthode Taguchi.

Références bibliographiques

- Aguedal, H., Iddou, A., Aziz, A., Shishkin, A., Ločs, J., & Juhna, T. (2019). Effect of thermal regeneration of diatomite adsorbent on its efficacy for removal of dye from water. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 16(1). <https://doi.org/10.1007/s13762-018-1647-5>
- Aguedal, H., Iddou, A., & Locs, J. (2018). Optimization of the adsorption process of bezaktiv turquoise blue «VG» textile dye onto diatomite using the Taguchi method. In *Key Engineering Materials* (Vol. 762). <https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/KEM.762.81>
- El Haddad, M., Regti, A., Laamari, M. R., Slimani, R., Mamouni, R., Antri, S. El, & Lazar, S. (2014). Calcined mussel shells as a new and eco-friendly biosorbent to remove textile dyes from aqueous solutions. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 45(2), 533–540. <https://doi.org/10.1016/j.jtice.2013.05.002>
- Engin, A. B., Özdemir, Ö., Turan, M., & Turan, A. Z. (2008). Color removal from textile dyebath effluents in a zeolite fixed bed reactor: Determination of optimum process conditions using Taguchi method. *Journal of Hazardous Materials*, 159(2–3), 348–353. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.02.065>
- Fisher, R. A. (1971). Statistical Methods for Research Workers. *Biometrics*, 27(4), 1106. <https://doi.org/10.2307/2528855>
- Irdemez, Ş., Yildiz, Y. Ş., & Tosunoğlu, V. (2006). Optimization of phosphate removal from wastewater by electrocoagulation with aluminum plate electrodes. *Separation and Purification Technology*, 52(2), 394–401. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2006.05.020>
- Kakkar, S., Kwapinski, W., Howard, C. A., & Kumar, K. V. (2021). Deep neural networks in chemical engineering classrooms to accurately model adsorption equilibrium data. *Education for Chemical Engineers*, 36, 115–127. <https://doi.org/10.1016/j.ece.2021.04.003>
- Taguchi, G., & Konishi, S. (1987). Taguchi Methods, orthogonal arrays and linear graphs, tools for quality American supplier institute. *American Supplier Institute*, 8–35.
- Tsui, K. L. (1992). An Overview of Taguchi Method and Newly Developed Statistical Methods for Robust Design. *IIE Transactions (Institute of Industrial Engineers)*, 24(5), 44–57. <https://doi.org/10.1080/07408179208964244>
- Yatome, C., Ogawa, T., Hishida, H., & Taguchi, T. (1990). Degradation of azo dyes by cell-free extract from *Pseudomonas stutzeri*. *Journal of the Society of Dyers and Colourists*, 106(5), 280–283. <https://doi.org/10.32388/lqq2ln>

Conclusion

Dans ce présent travail, nous avons étudié la capacité d'adsorption de deux métaux lourds (plomb et cadmium) et de deux colorants (rouge et jaune-ETL) par une biomasse vivante de *Penicillium sp.* isolée à partir d'un sol non contaminé et une biomasse morte de *Penicillium roqueforti*, isolée d'un fromage commercial, respectivement.

La biomasse de *Penicillium sp.* était capable de se développer en présence de différentes concentrations de plomb ou de cadmium, mais la présence simultanée des deux métaux a réduit le taux de croissance de la moisissure. En plus, la croissance de la biomasse augmentait avec la concentration en métaux. La biosorption du plomb et du cadmium dans les solutions simples (présence d'un métal), s'est avérée plus efficace. En effet, les taux d'élimination augmentaient avec l'augmentation de la concentration initiale des métaux pour atteindre des valeurs maximales à une concentration initiale de 5 mg/L. L'élimination du plomb était nettement supérieure à celle du cadmium. Dans le mélange binaire, la présence simultanée des deux métaux a eu un effet synergique sur les taux d'élimination des deux métaux. L'ajout du colorant F3GL dans le milieu a eu un effet positif sur l'élimination du plomb et du cadmium dans les deux cas de figure (solutions simples et mélange binaire).

L'adsorption de deux colorant, le rouge et le jaune ETL, par la biomasse morte de *Penicillium roqueforti* a été étudiée, et les effets des paramètres opératoires tels que la concentration initiale du soluté, le temps de contact, la température du milieu et le pH de la solution ont été examinés. La capacité d'adsorption maximale de la biomasse par rapport aux deux polluants, se produit à pH 2 et diminue proportionnellement avec l'augmentation du pH. Il s'est avéré que l'adsorption des deux colorants est rapide, et la majeure partie est éliminée dans les 10 premières minutes de contact adsorbant-adsorbat. L'augmentation de la concentration des colorants entraîne une augmentation de la capacité d'adsorption. Une légère amélioration de la capacité d'adsorption des deux colorants a été observée, en augmentant la température de 17 à 40°C.

L'étude de la cinétique a montré que le processus d'adsorption suit le modèle du pseudo-second ordre. La modélisation des isothermes a révélé que le modèle de Freundlich décrit de manière satisfaisante le processus.

L'exploitation de la du plan d'expérience établi en utilisant la méthode de Taguchi a permis de dire que cette méthode est un moyen approprié pour l'optimisation des paramètres d'adsorption de l'élimination des colorants textiles. cette méthode a permis de mettre en évidence l'effet de chaque paramètre et a abouti aux résultats qui donnent les conditions optimales pour l'élimination du colorant R-ETL avec la combinaison A1, B3 et C2 (pH 2, la concentration initiale de 200 mg/L et le temps de contact de 60min) et pour le colorant J-ETL avec la combinaison A1, B1 et C3 (pH 2, la concentration initiale de 50 mg/L et le temps de contact de 120min). Dans ces combinaisons optimales, les taux d'adsorption expérimentaux enregistrés sont de 88,73 et 97,07 % respectivement pour R-ETL et J-ETL

Ce travail dans son ensemble ouvre plusieurs perspectives quant à l'utilisation des matériaux d'origine biologique dans le domaine de l'épuration des eaux. Nous pouvons suggérer :

- mettre en œuvre un procédé pour la production d'une biomasse biologiquement inactive ;
- Tester d'autres procédés d'activation de la biomasse ;
- Appliquer la biomasse pour d'autres types de polluants plus récalcitrants ;
- Appliquer la biomasse pour un rejet réel ;
- Faire intervenir d'autres paramètres influençant l'adsorption sur ce type d'adsorbants.