

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE

وزارة التعليم العالي و البحث العلمي

Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

جامعة أبي بكر بلقايد- تلمسان –

Université Aboubakr Belkaïd– Tlemcen –

Faculté de TECHNOLOGIE



THESE

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

En : Hydraulique

Spécialité : Technologie de Traitement des Eaux

Par : Bouchenak Khelladi Racha Medjda

Sujet

Comparaison qualitative entre filtration sur sable et filtration sur charbon actif appliquée aux eaux usées épurées de la STEP de Ain El Houtz-Tlemcen-Algérie

Soutenue publiquement, le 06/ 04/ 2021, devant le jury composé de :

Mr Rouissat Bouchrit	MCA	Univ. Tlemcen	Président
Mr Chiboub Fella Abdelghani	Professeur	Univ. Tlemcen	Directeur de thèse
Mr Pontié Maxime	Professeur	Univ. Angers-France	Co-Directeur de thèse
Mr Benyahia Mohamed	Professeur	Univ. Sidi Bel Abbès	Examineur
Mr Boumediene Maamar	MCA	Univ. Tlemcen	Examineur
Mr Chelaghmia Mohamed Lyamine	MCA	Univ. Guelma	Examineur

*A la mémoire de ma mère
A mon père
A mes sœurs
A mes grands-mères
A toutes les personnes chères à mon cœur*

Remerciement

Ce doctorat est l'aboutissement de toutes ces années de travail, qui se conclut enfin par la rédaction de la présente thèse. Une thèse qui n'aurait pas pu voir le jour sans le soutien et la contribution direct ou indirect, proche ou lointain, d'un ensemble de personnes que je tiens profondément à remercier.

En premier lieu, je tiens à adresser mes remerciements, ma gratitude et ma reconnaissance à mes directeurs de thèse, MM.les professeurs Chiboub Fellah Abdelghani et Maxime Pontié pour la confiance qu'ils m'ont accordée en acceptant d'encadrer ce travail doctoral, pour toutes les heures consacrées à diriger cette étude, ainsi que leur soutien et encouragement tout au long de ces 5 dernières années. Un grand merci pour votre disponibilité, implication, écoute et compréhension tout au long de ce travail, ainsi que votre exigence et professionnalisme qui m'ont permis de progresser jour après jour.

Je tiens à remercier également les membres du jury de m'avoir consacré leur temps à l'évaluation de mon travail; à Mr. Rouissat Bouchrit qui m'a fait l'honneur en présidant le jury de ma thèse, à Mr. Benyahia Mohamed, Mr. Chelaghmia Mohamed Lyamine et Mr. Boumediene Mammam qui ont accepté d'examiner ce manuscrit.

Un immense merci à tous les enseignants du département d'hydraulique qui ont contribué à ma formation ; à Mr Bessedik Madani et Mr Boumediene Maamar qui m'ont appris tout ce qu'il y'avait à savoir sur le traitement et l'épuration des eaux et à Mme Bouchelkia Fadila avec qui j'ai beaucoup appris sur la réutilisation des eaux usées épurées.

A Mme Boukli Chérifa, Mr Bouchelkia Hamid et Mr Habi Mohammed de m'avoir donné toutes les bases du dimensionnement du réseau d'assainissement et d'adduction en eau potable, à Mr Bouanani Abderrezzak, Mr Megnounif Abdessalem et Mme Fandi Wassila pour toutes ces notions d'hydrogéologie, et à Mr Chiboub Fellah Abdelghani avec qui j'ai beaucoup appris sur la chimie et l'analyse de l'eau ainsi que le dessalement des eaux.

A Mme Djedid Hayet pour tous ces cours sur les barrages, à Mr Debbal Mohammed Zakaria, Mr Bentelha Chakib, Mr Terki Hassaine Taha El Amine pour leurs cours de programmation sur Matlab, à Mr Ghenim Abderrahmane pour toutes les notions sur l'organisation de chantiers, à Mr Seddini Abdelali pour ses cours de turbomachine, à Mr Benmansour Abdel Halim pour tous ces cours en asservissement et automatismes, à Mr Cherif Zine El Abidine pour ses cours d'Anglais, à Mme Baba Hamed Kamila , à Mr Adjim Mohamed et à Mme Adjim Fouzia.

Cela a été une immense joie et fierté d'avoir été l'une de vos étudiantes, cette thèse est le résultat de la mise en pratique de tout ce que vous m'avez appris durant toutes ces années, merci pour votre partage de connaissances, votre compétence et professionnalisme, vos efforts, ainsi que votre dévouement.

Je remercie également toute l'équipe du laboratoire de l'hydraulique, merci à Mme Sahi, Mohammed et Abdellatif pour leur aide si précieuse durant la préparation de la thèse au

laboratoire. Merci de m'avoir toujours aidé et trouver des solutions lors des problèmes techniques rencontrés sur le pilote sur lequel je travaillais.

J'ai eu le plaisir et la chance d'être accueillie à l'université des sciences d'Angers-France, où j'ai été prise en charge tout au long de mon stage par le Professeur Pontié Maxime que je tiens encore une fois à remercier, qui m'a initié à ses recherches sur les biopiles fongiques et m'a fait découvrir une discipline complémentaire de mes recherches scientifiques, qui m'a aussi permis d'échanger avec ses collègues spécialisés dans la problématique de ma thèse en organisant un comité de thèse en présence de Monsieur Florent Chazarenc, chercheur à l'INRA de Villeurbanne-Lyon et de Benoît Cagnon Maître de conférences à l'Université d'Orléans.

Durant ce stage, j'ai eu le plaisir de travailler au laboratoire de chimie de l'université des sciences d'Angers, où j'ai été accueilli par Mme Blon Nadège, que je tiens à remercier pour sa patience, sa gentillesse et ses efforts pour m'avoir initié à la chromatographie à haute performance. Merci à Mme Fix-Tailler Adeline de m'avoir accueilli au laboratoire d'enseignement de la faculté de pharmacie d'Angers et à Mr Maillet Romain de m'avoir accueilli au SCIAM d'Angers et m'avoir initié à la microbiologie et l'observation au Microscope Electronique à Balayage.

Et merci à tous ceux que j'ai pu oublier, les autres membres du laboratoire que j'ai croisé pendant ces cinq années, merci pour votre accueil et votre bonne humeur.

Un grand MERCI à tous ceux qui ont contribué à la réussite de ce travail.

ملخص

تعاني المناطق القاحلة وشبه القاحلة من الإجهاد المائي الذي يتفاقم بسبب النمو السكاني وتغير المناخ ، للتغلب على هذه المشكلة ، تم الترويج للعديد من برامج الحفاظ على المياه وتوفيرها ، مصحوبة بحملات توعية ذات صلة. تركز هذه البرامج على استخدام المياه غير التقليدية لتلبية الطلب المتزايد على المياه.

من بين هذه المياه غير التقليدية مياه الصرف الصحي النقية ، والتي يمكن إعادة استخدامها للأغراض الزراعية لأن الري هو القطاع الأكثر تطلبًا للمياه ويفضل الموارد التقليدية للاستهلاك المنزلي. بهدف إعادة استخدام مياه الصرف الصحي النقية للري ، يجب استيفاء المعايير من أجل تجنب أي مخاطر صحية مرتبطة بوجود مسببات الأمراض ، والمخاطر البيئية المرتبطة بالملوثات. لضمان هذه المعايير ، يجب أن تخضع مياه الصرف الصحي المعالجة لما يسمى بمعالجات ثالثة ؛ مثل الترشيح الرملي وامتصاص الكربون المنشط.

في دراستنا كنا مهتمين بتحسين الجودة الفيزيائية والكيميائية والميكروبيولوجية لمياه الصرف الصحي النقية لمحطة معالجة مياه الصرف الصحي في عين الحوت بمدينة تلمسان بالجزائر بهدف إعادة استخدامها في الري ، لترشيح الرمال والامتصاص على حبيبات الكربون المنشط. تم تطبيقه كعلاج ثالث. النتائج التي تم الحصول عليها مرضية. بالنسبة للمعلمات الفيزيائية والكيميائية ، يتم تحقيق انخفاض بنسبة 58% ، 92% ، 83% ، 94% ، 56% ، 74% ، 74% ، 91% ، 73% ، 68% ، 88% للموصلية ، الطلب الأوكسجيني البيولوجي ، COD ، المواد الصلبة العالقة ، العكارة ، النترات ، الفوسفات ، الكالسيوم ، المغنيسيوم ، الصلابة والكلوريد على التوالي. أما بالنسبة للمعايير الميكروبيولوجية ، فقد تم تخفيض 93% ، 95% ، 94% ، 96% ، 92% ، 99% و 94% من مجموع الجراثيم ، القولونيات الكلية ، القولونيات البرازية ، الإشريكية القولونية ، العقدية البرازية ، المطثيات والسلمونيلا كانت تم الحصول عليها على التوالي.

تتوافق هذه النتائج مع معايير إعادة الاستخدام باستثناء المواد الصلبة العالقة والمغنيسيوم والفوسفور ذات التجاوزات المنخفضة التي لا تسبب مشاكل أثناء إعادة الاستخدام ، 14 مجم / لتر و 20 مجم / لتر و 6 مجم / لتر على التوالي ، للسالمونيلا والمطثية لدينا أيضًا تجاوزات معيار إعادة الاستخدام والتي قد تشكل مخاطر صحية عند إعادة استخدام 20 CFU / 100ml و 1 CFU / 100ml على التوالي.

من أجل إعادة استخدام مياه الصرف الصحي النقية هذه ، يجب إجراء التطهير بالكلور هناك لضمان جودة ميكروبيولوجية مناسبة لإعادة استخدامها وكذلك لتجنب التلوث أثناء تخزين هذه المياه بعد تنقيتها. من منظور بحثي ، يمكن أن تكون مهتمين بتدهور الملوثات الدقيقة الناشئة الموجودة في مياه الصرف الصحي مثل الباراسيتامول باستخدام الخلايا الحيوية الميكروبية.

الكلمات الرئيسية: مياه الصرف الصحي ، محطة المعالجة ، الترشيح ، الرمل ، الكربون المنشط ، المعايير ، إعادة الاستخدام

Résumé

Les régions arides et semi-arides sont soumises au stress hydrique qui se voit probablement s'accroître par la croissance démographique et le changement climatique, pour pallier à ce problème de nombreux programmes de conservation et d'économie de l'eau ont été promus, accompagnés de campagnes de sensibilisation pertinentes. Ces programmes sont axés sur l'utilisation des eaux non conventionnelles afin d'assurer la demande croissante en eau.

Parmi ces eaux non conventionnelles on trouve les eaux usées épurées, qui peuvent être réutilisées à des fins agricoles car l'irrigation est le secteur le plus exigeant en eau et privilégier les ressources conventionnelles pour la consommation domestique. Dans une optique de réutilisation des eaux usées épurées en irrigation, des normes doivent être respectées afin d'éviter tout risque sanitaire lié à la présence de micro-organismes pathogènes, et de risque environnementale lié aux polluants. Pour atteindre ces normes, les eaux usées épurées doivent subir des traitements supplémentaires dites tertiaires ; tel que la filtration sur sable et l'adsorption sur charbon actif.

Dans notre étude on s'est intéressé à l'amélioration de la qualité physico-chimique et microbiologique des eaux usées épurées de la STEP de Ain El Houtz de la ville de Tlemcen-Algérie dans le but de leurs réutilisations pour l'irrigation, pour cela on a appliqué une filtration sur sable et une adsorption sur charbon actif en grain comme traitement tertiaire.

Les résultats obtenus sont satisfaisantes ; pour les paramètres physico-chimique on atteint une réduction de 58%, 92%, 83%, 94%, 56%, 74%, 74%, 91%, 73%, 68%, 88% pour la conductivité, la DBO, la DCO, les MES, la turbidité, les nitrates, les phosphates, le calcium, le magnésium, la dureté et les chlorure respectivement. Quant aux paramètres microbiologiques, une réduction de 93%, 95%, 94%, 96%, 92%, 99% et 94% pour les germes totaux, les coliformes totaux, les coliformes fécaux, *E.coli*, les *streptocoques* fécaux, *clostridium* et les *salmonelles* ont été obtenus, respectivement.

Ces résultats sont conformes aux normes de réutilisation excepté pour les MES, magnésium et phosphore avec de faibles dépassement qui ne posent pas de problèmes lors de la réutilisation, de l'ordre 14 mg/l, 20 mg/l et 6 mg/l respectivement, pour les *salmonelles* et les *clostridium*, on a aussi des dépassements à la norme de réutilisation pouvant présenter des risques sanitaires lors de la réutilisation de 20UFC/100ml et 1 UFC/100ml respectivement.

Afin de réutiliser ces eaux usées épurées, une désinfection au chlore doit y être effectué pour qu'à la fois assurer une qualité microbiologique adéquate à leur réutilisation mais aussi éviter une contamination lors du stockage de cette eau après épuration.

Dans une perspective de recherche, on pourrait s'intéresser à la dégradation de micropolluants émergents se trouvant dans les eaux usées tel que le paracétamol par la mise en œuvre de biopiles microbiennes.

Mots clés : eaux usées, station d'épuration, filtration, sable, charbon actif, normes, réutilisation

Abstract

Arid and semi-arid regions suffer from water stress which is accentuated by population growth and climate change, to overcome this problem, many water conservation and saving programs have been promoted, accompanied by relevant awareness campaigns. These programs focus on the use of unconventional water to meet the growing demand for water.

Among these unconventional water, we find purified wastewater, which can be reused for agricultural purposes, because irrigation is the most water-demanding sector and favors conventional resources for domestic consumption. With a view to reuse of purified wastewater for irrigation, standards must be met in order to avoid any health risk linked to the presence of pathogens, and environmental risk linked to pollutants. To ensure these standards, the treated wastewater must undergo additional so-called tertiary treatments; such as sand filtration and activated carbon adsorption.

In our study we were interested in improving the physico-chemical and microbiological quality of the purified wastewater of the Ain El Houtz WWTP of the city of Tlemcen-Algeria with the aim of their reuse for irrigation, by applying sand filtration and adsorption on granular activated carbon as a tertiary treatment.

The obtained results are satisfactory; for the physico-chemical parameters ; a reduction of 58%, 92%, 83%, 94%, 56%, 74%, 74%, 91%, 73%, 68%, 88% is achieved for the conductivity, the BOD, COD, TSS, turbidity, nitrates, phosphates, calcium, magnesium, hardness and chloride respectively. As for the microbiological parameters, a reduction of 93%, 95%, 94%, 96%, 92%, 99% and 94% for total germs, total coliforms, fecal coliforms, *E.coli*, fecal streptococci, clostridium and salmonella were obtained, respectively.

These results comply with the reuse standards except for suspended solids, magnesium and phosphorus with low exceedances of 14 mg/l, 20 mg/l and 6 mg/l respectively, which do not cause problems during reuse, for *salmonella* and *clostridium* we also have exceedances to the reuse standard of 20 CFU/100ml and 1 CFU/100ml respectively, which may present health risks when reusing.

In order to reuse this purified wastewater, disinfection with chlorine must be carried out there to both ensure an adequate microbiological quality for its reuse but also to avoid contamination during the storage of this water after purification.

From a research perspective, we could be interested in the degradation of emerging micropollutants found in wastewater such as paracetamol by the use of microbial biocells.

Keywords: wastewater, treatment plant, filtration, sand, activated carbon, standards, reuse

Liste des tableaux

Tableau II.1.: Modèles théoriques pour la modélisation de la performance de la filtration	26
Tableau II.2.: Equations qui gouvernent l'écoulement à travers un pore	28
Tableau II.3.: Modèles de la cinétique d'adsorption	39
Tableau II.4.: Modèles des isothermes d'adsorption	41
Tableau III.1.: Caractéristiques de l'eau usée épurée utilisée	56
Tableau III.2.: Caractéristiques des médias utilisés	58
Tableau III.3.: Procédure de filtration suivi pour la détermination des conditions optimales	59
Tableau III.4.: Récapitulatif des résultats de l'étude	88
Tableau III.5.: Normes de réutilisation des eaux usées en irrigation	89
Tableau A.1.: Donnée de la STEP de Ain El Houtz	125

Liste des Figures

Figure II.1: Différents types de filtration	22
Figure II.2: Mécanismes d'enlèvement de particules en milieu poreux	23
Figure II.3: Mécanismes de capture des particules par un collecteur sphérique	25
Figure II.4: Etapes de développement du biofilm	36
Figure II.5: Adsorption physique	37
Figure II.6: Schéma du mécanisme d'adsorption	37
Figure II.7: Différent types de pores	42
Figure II.8: Schéma de la structure interne et externe d'un adsorbant	43
Figure II.9: Structure du charbon actif	46
Figure II.10: Adsorption, la biodégradation et le développement de biofilms durant la filtration sur charbon actif	51
Figure III.1: Evolution des pertes de charge au cours des semaines pour le Sable N°1, avec : Q=50 L/h, Bentonite de 0.1 g/L	62
Figure III.2: Evolution des pertes de charge au cours des semaines pour le Sable N°2, avec : Q=80 L/h, Bentonite de 0.5 g/L	62
Figure III.3: Evolution des pertes de charge au cours des semaines pour le Sable N°3, avec : Q=30 L/h, Bentonite de 0.3 g/L	62
Figure III.4: Evolution des pertes de charge au cours des semaines pour le Sable N°1, avec : Q=30 L/h, Concentration des MES de 0.1 g/L	63
III.5: Evolution des pertes de charge au cours des semaines pour le Sable N°2, avec : Q=30 L/h, Concentration des MES de 0.3 g/L	63
Figure III.6: Evolution des pertes de charge au cours des semaines pour le Sable N°3, avec : Q=30 L/h, Concentration des MES de 0.5 g/L	64
Figure III.7: Evolution des pertes de charge au cours des semaines avec : Q=30 L/h, Concentration en bentonite 0.1 g/L	65
Figure III.8: Evolution des pertes de charge au cours des semaines avec : Q=80 L/h, Concentration en bentonite 0.3 g/L	65
Figure III.9: Evolution des pertes de charge au cours des semaines avec : Q=50 L/h, Concentration en bentonite 0.3 g/L	66
Figure III.10: Evolution des pertes de charge au cours des semaines pour le sable N°1, avec: Concentration en bentonite 0.1 g/L	66

Figure III.11: Evolution des pertes de charge au cours des semaines pour le sable N°2, avec: Concentration en bentonite 0.1 g/L	67
Figure III.12: Evolution des pertes de charge au cours des semaines pour le sable N°3, avec: Concentration en bentonite 0.1 g/L	67
Figure III.13: Evolution des pertes de charge au cours des semaines pour le sable N°1, avec: Q= 30L/h, Concentration en bentonite	68
Figure III.14: Evolution des pertes de charge au cours des semaines pour le sable N°2, avec: Q= 30L/h, Concentration en bentonite	68
Figure III.15: Evolution des pertes de charge au cours des semaines pour le sable N°3, avec: Q= 30L/h, Concentration en bentonite	68
Figure III.16: Evolution de la turbidité au cours des semaines pour le sable N°1, avec: Q= 30L/h, Concentration en bentonite	70
Figure III.17: Evolution de la turbidité au cours des semaines pour le sable N°2, avec: Q= 30L/h, Concentration en bentonite	70
Figure III.18: Evolution de la turbidité au cours des semaines pour le sable N°3, avec: Q= 30L/h, Concentration en bentonite	70
Figure III.19: Evolution de la turbidité au cours des semaines pour le sable N°1, avec: Q= 30L/h, Concentration de 0.1 g/L	71
Figure III.20: Evolution de la turbidité au cours des semaines pour le sable N°2, avec: Q= 30L/h, Concentration de 0.1 g/L	71
Figure III.21: Evolution de la turbidité au cours des semaines pour le sable N°3, avec: Q= 30L/h, Concentration de 0.1 g/L	72
Figure III.22: Evolution de la turbidité au cours des semaines pour le sable N°3, avec: Q= 30L/h, Bentonite de 0.1 g/L	73
Figure III.23: Evolution de la turbidité au cours des semaines pour le sable N°3, avec: Q= 30L/h, Bentonite de 0.3 g/L	73
Figure III.24: Evolution de la turbidité au cours des semaines pour le sable N°3, avec: Q= 30L/h, Bentonite de 0.5 g/L	74
Figure III.25 : Evolution des pertes de charge durant la filtration sur sable	75
Figure III.26: Rétention de particules par ponts hydrodynamique	76
Figure III.27 : Evolution de la conductivité électrique au cours de la filtration sur sable et CAG	77
Figure III.28 : Evolution du pH au cours de la filtration sur sable et CAG	77

Figure III.29 : Evolution de la turbidité au cours de la filtration sur sable et CAG	78
Figure III.30 : Evolution de la MES au cours de la filtration sur sable et CAG	79
Figure III.31 : Evolution de la DBO et DCO au cours de la filtration sur sable et CAG	80
Figure III.32: Evolution du magnésium, dureté, au cours de la filtration sur sable et CAG	81
Figure III.33: Evolution du calcium au cours de la filtration sur sable et CAG	81
Figure III.34: Evolution des nitrates et phosphates au cours de la filtration sur sable et CAG	83
Figure III.35: Evolution des coliformes totaux et fécaux, et streptocoques fécaux au cours de la filtration sur sable et CAG	84
Figure III.36: Evolution des germes totaux et clostridium au cours de la filtration sur sable et CAG	85
Figure III.37: Evolution des salmonelles au cours de la filtration sur sable et CAG	87
Figure IV.1 : Dispositif pour la mesure électrochimique	93
Figure IV.2 : Cinétique de croissance de <i>Trichoderma</i> sp. sur gélose YPDA	94
Figure IV.3: Montage de la biopile fongique	96
Figure IV.4: Voltammétrie Cyclique pour 200 mg/L de PAP (à droite) et du PCT (à gauche)	97
Figure IV.5 : Dégradation du PCT dans la biopile avec le biofilm pur	98
Figure IV.6: Cinétique de dégradation du PCT dans la biopile avec le biofilm pur	98
Figure IV.7 : Dégradation du PCT dans la biopile avec le biofilm mixte avec apparition de PAP	99
Figure IV.8: Cinétique de dégradation du PCT (à gauche) et d'apparition du PAP (à droite) dans la biopile avec le biofilm mixte	100
Figure IV.9: Cinétique de biodégradation du PCT par le biofilm pur de <i>Trichoderma harzianum</i> (à gauche) et par le biofilm mixte de <i>Trichoderma harzianum</i> / <i>Pseudomonas fluorescens</i> (à droite)	102
Figure IV.10: Etude de la cinétique de biodégradation du PCT par <i>S. dehoogii</i>	102

Liste des Photos

Photo III.1: Photographie du pilote de filtration TE400 + Colonne de filtre à charbon actif	54
Photo IV.1 : Ensemencement de <i>Trichoderma</i> sp. dans un milieu YPDA	94
Photo A.1: Panoramique de la Station	124
Photo A.2: Déversoir d'orage	125
Photo A.3: Dégrilleur (à droite dégrilleur manuel, à gauche dégrilleur mécanisé)	126
Photo A.4: Déssableur- déshuileur	126
Photo A.5: Bassins d'aérations	127
Photo A.6: Clarificateur	127
Photo A.7: Bassins de chloration	127
Photo A.8: Vis de recirculation	128
Photo A.9: Epaisseur	128
Photo A.10: Lits de séchage et Aire de stockage	128

Liste des Abréviations

4-HBz : 4-hydroxybenzoate

AINS : Anti inflammatoire non stéroïdien

APAP : Acétaminophène

APHA : American Public Health Association

BCPL : Bouillon lactosé au pourpre de bromocrésol

BET : Brunauer, Emmet et Teller

BRM : Bio-Réacteurs à Membranes

CA : Charbon actif

CAG : Charbon actif en grain

CAP : Charbon actif en poudre

CBR : Contacteur biologique rotatif

CE : Conductivité électrique [$\mu\text{S}/\text{cm}$]

CF : Coliformes fécaux [UFC/100 ml]

CMR : Cancérogène, Mutagène, Reprotoxique

COT : Carbone organique total

CT : Coliformes totaux [UFC/100 ml]

Cu : Coefficient d'uniformité

CV : Voltammétrie Cyclique

DBO : Demande biochimique en oxygène [mg/l]

DCO : Demande chimique en oxygène [mg/l]

D_E : Diamètre effectif [mm]

DN : Diamètre nominal [mm]

E Coli : *Escherichia Coli* [UFC/100 ml]

EDTA : Ethylène diamine tétra acétique

EPS : Matrice extracellulaire polymérique

FC : Feutre de carbone

FCAG : Filtre à charbon actif en grain

FS : Filtre à sable

GT : Germes totaux [UFC/100 ml]

HAPs : Hydrocarbures aromatiques polycycliques

HQ : Hydroquinone

MES : Matière en suspension [mg/l]

MO : Matière organique [mg/l]

NPP : Nombre le plus probable

NTK : Azote total Kjeldahl [mg/l]

PAP : Para-aminophénol

PBS : Tampon phosphate

PCT : Paracétamol [mg/l]

PE : Polyéthylène

pHZPC : pH au point de zéro charge

PVC : Polychlorure de vinyle

REUSE : Réutilisation des eaux usées

SCE : Electrode au Calomel Saturée

STEP : Station d'épuration

STF : Streptocoques fécaux [UFC/100 ml]

TGEA : Gélose tryptonée à l'extrait de levure

THM : Trihalométhane

UFC : Unité formant une colonie

UP : Ultrapure

UV : Ultra violet

VA3F : Vanne 3 fermée

VA3O : Vanne 3 ouverte

VA4F : Vanne 4 fermée

VA4O : Vanne 4 ouverte

VR : Vanne de régulation

VRE : Valorisation des Ressources en Eau

YEP : Extrait de levure-peptone

YEPD : Milieu gélose à l'extrait de levure-peptone-dextrose

Liste des Symboles

μ : Viscosité absolue

$1/n$: Facteur d'hétérogénéité

A : Constante de Hamaker

a : Aire de l'interface solide/liquide

a_p : Rayon de la particule

A_S : Paramètre dépendant de la porosité selon le modèle de Happel

C : Concentration de microorganismes

C_{EP} : Constante représentative de l'épaisseur de la couche limite de diffusion

c : Vitesse du son à l'intérieur du média

C_0 : Concentration de microorganismes initialement injectée

C_e : Concentration à l'équilibre

C_s : Concentration du soluté dans la phase liquide à la saturation de l'adsorbat

D : Coefficient de dispersion hydrodynamique

d_c : Diamètre du grain

d_p : Diamètre de la particule

d_T : Diamètre de col

g : L'accélération gravitaire

H : La hauteur piézométrique

K : Constante de Boltzmann

k : La perméabilité

k_1 et k_2 : Constante cinétique

$k_{d,intra}$: Constante de diffusion intra-particulaire

k_d : Taux de rétention des particules

K_E : Constante d'équilibre d'Elovich

K_F : Constantes de Freundlich

K_L : Constante de Langmuir liée à l'énergie de l'adsorption

$K_{Redlich-Peterson}$: Constantes de l'isotherme de Redlich-Peterson

K_S : Constante d'équilibre d'adsorption

K_T : Constante de Temkin

L : Caractéristique de longueur

n : Viscosité cinématique du fluide

N_A : Nombre d'attraction

N_G : Nombre de gravité

N_{pe} : Nombre de Peclet

N_R : Facteur de forme

N_{vdw} : Nombre de van der Waals

p : Pression piézométrique

Q : Le débit

q : Le débit spécifique

$q(t)$: Quantité de soluté adsorbé au temps t

Q_{ads} : Quantité adsorbée à l'équilibre

Q_e : Capacité d'adsorption à l'équilibre

q_{eq} : Quantité de soluté adsorbé à l'équilibre

Q_m : Capacité d'adsorption maximale

Q_s : Capacité théorique de saturation

R : Constante gaz parfait $8.314 \text{ J} \cdot \text{mol}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$

R_I : Rayon d'un canal circulaire

s : Concentration de microorganismes retenue par le lit filtrant

T : Température absolue

t : Temps

t_0 : Temps d'injection

U : Caractéristique du fluide

u : Vitesse du fluide

V : La vitesse du fluide

v : Vitesse interstitielle

V_s : Volume de solution

V_R : Vitesse du fluide relative au média

x : Distance parcourue dans le lit filtrant

γ_f : Poids spécifique du fluide

z : Altitude

α : Efficacité d'attachement

α' : Taux initial d'adsorption

β'' : Constante liée à la surface externe et à l'énergie d'activation de la chimisorption et la chaleur d'adsorption

β : Exposant variant entre 0 et 1

β' : Constante liée à l'énergie d'adsorption

ΔQ : Variation d'énergie d'adsorption

η : Efficacité d'enlèvement d'un seul grain

η_0 : Efficacité de collision d'un seul grain

$\rho_{\text{Apparente}}$: Masse volumique apparente

ρ_b : Densité du grain sec

ρ_f : Densité de l'eau

ρ_f : Densité du fluide

ρ_p : Densité de la particule

$\rho_{\text{Réelle}}$: Masse volumique réelle

τ_v : Temps de relaxation de la particule

∇H : Le gradient hydraulique

θ : Porosité

Table des Matières

Remerciement

ملخص

Résumé

Abstract

Liste des tableaux

Liste des Figures

Liste des Photos

Liste des Abréviations

Liste des Symboles

Table des Matières

Introduction générale

PARTIE I : Etude Bibliographique

Chapitre I : Généralités sur les eaux usées et les filières de traitement

I.1. Introduction	5
I.2. Composition des eaux usées	5
I.2.1. Polluants organiques	6
I.2.1.1. Matières en suspension et matières organiques	6
I.2.1.2. Pesticides	6
I.2.1.3. Hydrocarbures aromatiques polycycliques	7
I.2.2. Polluants non organiques	7
I.2.3. Micro-organismes	7
I.2.3.1. Bactéries	8
I.2.3.2. Virus	8
I.2.3.3. Protozoaires	8
I.2.3.4. Helminthes	9
I.2.4. Substances nutritives	9
I.2.5. Perturbateurs endocriniens	9
I.2.6. Résidus médicamenteux	10
I.3. Caractéristiques des eaux usées	10
I.4. Différentes opérations de traitement des eaux usées	11

I.4.1. Prétraitement	11
I.4.2. Traitement primaire	11
• Dégrillage	11
• Dessablage	11
• Dégraissage- déshuilage	12
I.4.2. Traitement primaire	12
• Décantation classique	12
• Décantation physico-chimique	12
• Décantation lamellaire	13
I.4.3. Traitement secondaire (Biologique)	13
I.4.3.1. Procédés à cultures libres	13
I.4.3.1.1. Boues activées	13
• Bassin d'aération	14
• Clarificateur	14
I.4.3.1.2. Lagunage	14
• Lagunage naturel	15
• Lagunage aéré	15
I.4.3.2. Procédés à cultures fixées	15
I.4.3.2.1. Lits bactériens ou biofiltres	15
I.4.3.2.2. Disques biologiques	16
I.4.3.2.3. Filtres biologiques	16
I.4.3.2.4. Bioréacteurs à Membranes BRM	16
I.4.4. Traitement tertiaire	16
I.4.4.1. Désinfection	17
I.4.4.2. Filtration	17
I.4.4.3. Adsorption	17
I.4.4.4. Oxydation chimique	17
I.4.4.5. Filtration membranaire	18
I.4.4.6. Piles microbiennes (ou biopiles)	18
I.5. Valorisation des eaux usées épurées	19
• Secteur agricole	19
• Secteur industriel	19
• Secteur urbain et périurbain	20

• Secteur environnemental et récréatif	20
I.6. Conclusion	20

Chapitre II : Filtration sur Sable et Adsorption sur Charbon Actif

II.1. Introduction	21
II.2. Filtration	21
II.2.1. Types de filtration	21
• Filtration moyenne	21
• Filtration tangentielle	22
• Filtration sur gâteau (cake)	22
• Filtration en profondeur	22
II.2.2. Mécanismes de la filtration	23
II.2.2.1. Transport	23
• Diffusion	24
• Interception	24
• Décantation/sédimentation	24
• Inertie	24
• Effet hydrodynamique	24
• Mécanismes de fixation	25
II.2.2.2. Attachement	25
II.2.3. Caractéristiques du média filtrant	29
• Granulométrie et diamètre effectif	30
• Forme des particules	30
II.2.4. Filtration sur sable	30
II.2.4.1. Filtration lente sur sable	31
II.2.4.2. Filtration rapide sur sable	33
II.2.5. Colmatage	33
II.2.6. Biofilm	34
• Attachement	34
• Prolifération et accumulation	35
• Maturation	35
• Détachement	35
II.3. Adsorption	36

II.3.1. Mécanismes d'adsorption	37
II.3.2. Cinétique d'adsorption	38
• Modèle pseudo-ordre 1	38
• Modèle pseudo-ordre 2	38
• Diffusion intraparticulaire	39
• Diffusion externe	39
• Modèle d'Elovich	39
II.3.3. Isothermes d'adsorption	40
II.3.3.1. Isotherme de Langmuir	40
II.3.3.2. Isotherme de Freundlich	40
II.3.3.3. Isotherme de Redlich-Peterson	40
II.3.3.4. Isotherme de Temkin	40
II.3.3.5. Isotherme de Sips	40
II.3.3.6. Isotherme de Dubinin–Radushkevich	41
II.3.3.7. Isotherme d'Elovich	41
II.3.3.8. Isotherme de BET (Brunauer, Emmet et Teller)	41
II.3.4. Facteurs influençant l'adsorption	42
II.3.4.1. Surface spécifique	43
II.3.4.2. Porosité	43
II.3.4.3. Polarité et la concentration de l'adsorbat	43
II.3.4.4. Température	44
II.3.4.5. pH	44
II.3.5. Différents types d'adsorbants	44
II.3.5.1. Zéolithes	45
II.3.5.2. Alumines activées	45
II.3.5.3. Argiles	45
II.3.5.4. Charbons actifs	45
II.3.5.4.1. Différentes formes du charbon actif	46
• Charbon actif en poudre (CAP)	47
• Charbon actif en grain (CAG)	47
• Tissu de carbone activé	47
• Charbon actif extrudé	47
II.3.5.4.2. Préparation des charbons actifs	47

• Pyrolyse	48
• Activation physique	48
• Activation chimique	48
II.3.5.4.3. Régénération du charbon actif	48
• Régénération thermique	49
• Régénération chimique	49
• Régénération biologique	49
• Régénération électrochimique	49
• Régénération à la vapeur d'eau	50
• Régénération par tirage au vide	50
II.3.5.4.4. Processus d'élimination au sein des procédés au charbon actif	50
III.4. Conclusion	51

PARTIE II: Etude Expérimentale

Chapitre III : Filtration sur Sable et Adsorption sur CAG Menée avec les Eaux de la STEP de Ain El Houtz

III.1. Introduction	53
III.2. Description du dispositif de filtration	53
III.3 Plan expérimental	54
III.3.1. Mesure des pertes de charge	54
III.3.2. Analyses des paramètres physico-chimiques	55
III.3.3. Analyses des paramètres microbiologiques	53
III.3.4. Caractéristiques de l'eau utilisée	55
III.3.5. Caractéristiques du sable utilisé	56
III.3.5.1. Analyse granulométrique	57
III.3.5.2. Diamètre effectif (D_E) et du coefficient d'uniformité (Cu)	57
III.3.5.3. Masse volumique apparente ($\rho_{Apparente}$)	57
III.3.5.4. Masse volumique réelle ($\rho_{Réelle}$)	58
III.3.6. Procédure de filtration	58
III.3.6.1. Filtration sur sable seule avec une eau synthétique	58
• Procédure du lavage du filtre	59
• Echantillonnage et analyse	59

III.3.6.2. Filtration sur sable et sur charbon actif des eaux usées épurées de la STEP	59
• Procédure du lavage du filtre	60
• Echantillonnage et analyse	60
III.4. Résultats et discussion	61
III.4.1. Détermination des paramètres optimaux du filtre à sable	61
III.4.1.1. Etude des pertes de charge	61
• Influence de la position de vannes	61
• Influence de la MES	62
• Influence de la granulométrie du sable	64
• Influence du débit	66
• Influence de la concentration	67
III.4.1.2. Etude de la turbidité	69
• Influence de la concentration	69
• Influence des MES	71
• Influence de la granulométrie	72
III.4.1.3. Choix des conditions optimales	74
III.4.2. Etude de la filtration sur sable et de l'adsorption sur CAG des eaux de la STEP	74
III.4.2.1. Etude des pertes de charge	74
III.4.2.2. Etude des paramètres physico-chimiques	76
• Evolution de la conductivité	76
• Evolution du pH	77
• Evolution de la turbidité et des MES	77
• Evolution de la DBO et DCO	79
• Evolution du magnésium, calcium, dureté, et chlorures	80
• Evolution des nitrates et phosphates	81
III.4.2.3. Etude des paramètres microbiologiques	83
• Evolution des coliformes totaux et fécaux, et streptocoques fécaux	83
• Evolution des germes totaux et clostridium	84
• Evolution des salmonelles et Escherichia coli	85
III.4.3. Intérêt du couplage de la filtration sur sable et sur CAG	87
III.5. Conclusion	89

Chapitre IV: Perspective/ Etude Préliminaire d'une Pile Microbienne à Champignon pour

**la Bioremédiation des Micropolluants Organiques : Cas du Paracétamol et de son
Principal Sous-Produit le Para-Aminophénol**

IV.1. Introduction	92
IV.2. Méthodologie de travail	93
IV.2.1. Mesure électrochimique par Voltammétrie Cyclique	93
IV.2.2. Culture du champignon Trichoderma sp.	93
IV.2.3. Elaboration de la bioanode	94
IV.2.4. Elaboration de la cathode	95
IV.2.5. Montage de la biopile	95
IV.2.6. Calibration du PCT et du PAP	96
IV.3. Résultats	97
IV.3.1. Biofilm pur	97
IV.3.2. Biofilm mixte	98
IV. Conclusion	103
Conclusion générale	104
Références	107

ANNEXE

Annexe 1 : Calcul du nombre le plus probable (NPP)	123
Annexe 2 : Description de la STEP de Ain El Houtz	124
Annexe 3 : Schéma sur la procédure suivie dans notre étude	130

Introduction
Générale

Introduction Générale

L'eau est considérée depuis des décennies comme un bien inépuisable et gratuit pour tous. Ce concept est actuellement dépassé et l'eau est de plus en plus considérée comme une ressource limitée (répartition non uniforme sur le globe) qui doit être correctement gérée en raison de l'augmentation de la population mondiale et de la croissance conséquente de la demande en eau. Le marché de l'eau génère des profits énormes partout dans le monde...

Jusqu'au XX^{ème} siècle, l'assainissement avait pour seul objectif d'éloigner des ensembles urbains les eaux usées, vecteurs de microorganismes pathogènes. A partir de 1950, la prise de conscience de l'impact sur l'environnement des effluents urbains et industriels a abouti à la mise en place des systèmes d'épuration dans les pays occidentaux et a vu la création des organismes régionaux, nationaux et internationaux de régulation du cycle de l'eau. Depuis, les préoccupations des populations et des pouvoirs publics sur les plans environnementaux et sanitaires n'ont cessé de croître, avec pour conséquence une réglementation toujours plus exigeante et un métier de l'assainissement qui s'est considérablement complexifié. Limités au début à réduire la pollution carbonée, les efforts se sont multipliés dans les années 1980 et 1990 pour diminuer les rejets en azote et phosphore, particulièrement nuisibles aux écosystèmes par le phénomène d'eutrophisation. De nos jours, grâce aux meilleures performances de l'analyse, de nouvelles substances polluantes sont mises en évidence dans les effluents urbains ou industriels [1].

En 2004, seulement 59% de la population mondiale avait accès à une installation d'assainissement, quel qu'en soit le type. En d'autres termes, 4 personnes sur dix dans le monde n'avaient pas accès à un assainissement amélioré, et étaient obligés de déféquer en plein air ou d'utiliser des installations non hygiéniques, s'exposant ainsi au risque de contracter des maladies liées au manque d'hygiène.

Si le taux moyen de couverture est de 50% dans les régions en développement, seulement une personne sur deux a accès à une forme quelconque d'installation sanitaire améliorée. Les régions présentant le taux de couverture le plus faible sont l'Afrique sub-saharienne (37%), l'Asie du Sud (38%) et l'Asie de l'Est (45%). L'Asie occidentale (84%) affiche le taux de couverture le plus élevé des régions en développement. Deux sur trois des personnes non desservies vivent en Asie du Sud ou en Asie de l'Est (2004) [2].

La population urbaine de l'Afrique croît rapidement. Entre 2000 et 2015, elle a ainsi augmenté de plus de 80 %. Malgré l'amélioration de l'accès à l'eau courante au cours de cette période, la population urbaine raccordée au réseau est passée de 33 % à 44 %. La population totale bénéficiant de services améliorés a augmenté, mais la majorité de cette augmentation concerne l'accès à l'eau potable hors des foyers et l'auto-appvisionnement. La couverture des services s'est lentement élargie entre 2010 et 2013. Les taux globaux de couverture sont légèrement supérieurs à 60 %, cependant cela reste insuffisant [3].

Au cours des dernières décennies de nombreux programmes de conservation et d'économie de l'eau ont été promus, accompagnés de campagnes de sensibilisation pertinentes. Une

grande partie de ces programmes a été consacrée à l'utilisation correcte de l'eau à des fins agricoles, car l'irrigation est certainement le secteur le plus exigeant en eau. Dans ce scénario, le recyclage des eaux usées joue un rôle de premier plan. L'avantage économique d'une telle pratique consiste à fournir une source alternative d'approvisionnement en eau, qui autrement serait complètement gaspillée [4].

Les eaux usées urbaines, majoritairement d'origine domestique, présentent une composition pouvant varier d'une population à une autre, quant à la composition des eaux grises, elle varie considérablement d'un foyer à l'autre, en fonction des habitudes personnelles des résidents et des produits utilisés à la maison reflétant le mode de vie de ces derniers et le choix des produits chimiques ménagers, elles sont porteuses de pollution organique et sont généralement chargées de détergents, de graisses, de solvants, de débris organiques, de diverses matières organiques azotées mais aussi les eaux grises contiennent un grand nombre de bactéries pathogènes mais aussi des résidus médicamenteux [5]. Au contraire, les eaux usées industrielles ont des origines très diverses, par exemple les secteurs pétrochimique, agroalimentaire, pharmaceutique ou textile qui en font des eaux complexes à traiter. En plus des matières organiques, azotées ou phosphorées, elles peuvent également contenir des produits toxiques, des solvants, des métaux lourds, des micropolluants organiques ainsi que des hydrocarbures. La nature des effluents générés est, en conséquence, très variable et la diversité de la pollution organique et minérale qu'ils contiennent rend leur traitement beaucoup plus complexe [6,7].

Les principaux objectifs du traitement des eaux usées urbaines sont de traiter les déchets, les huiles, et les graisses, de séparer de l'eau les matières organiques et inorganiques décantables, d'éliminer les composés azotés et phosphorés et enfin de transformer la boue obtenue en une boue stable. Dans le but de réutiliser les eaux traitées, il faut, en plus de ces objectifs, satisfaire à des conditions plus draconiennes pour éliminer certaines molécules organiques et inorganiques ainsi que des microorganismes nocifs pour les consommateurs (humains et animaux) et pour l'environnement. Chaque projet de réutilisation des eaux usées (REUSE) demande de bien identifier l'objectif recherché (potabilisation, recharge de nappes, irrigation...) pour choisir la filière de traitement adéquate en accord avec la législation. Trois points majeurs doivent être pris en compte : la santé publique (rétention des micropolluants, microorganismes), la performance du procédé et l'acceptation de la filière par la communauté (couleur, odeur,...) [8].

Les méthodes classiques de traitement des eaux usées ne répondant pas toujours aux exigences réglementaires et environnementales pour la réutilisation des eaux usées, des procédés dits tertiaires sont mis en place afin d'améliorer les capacités de traitement. Il s'agit de procédés physico-chimiques, avec notamment des procédés membranaires (ultrafiltration, nanofiltration, osmose inverse) ou des procédés d'oxydation avancée (ozonation, peroxyde d'hydrogène, UV). Ces techniques présentent souvent un coût ainsi qu'un bilan environnemental (notion de transfert d'impact) discutable [9]. Cependant, d'autres méthodes existent, moins coûteuse et plus écologique, parmi elles ; la filtration sur sable et l'adsorption sur charbon actif.

La filtration sur sable est le moyen le plus ancien pour le traitement de l'eau potable et elle est devenue plus populaire pour le traitement des eaux usées domestiques en raison de son efficacité, de sa facilité d'entretien et de ses coûts d'énergie limités, elle nécessite peu de composants techniques et généralement pas de produits chimiques. La filtration est un processus de purification de l'eau dans lequel l'eau traverse un lit de sable poreux contenant un film biologique qui emprisonne et métabolise les composés organiques dans l'eau, qui est très efficace pour éliminer les bactéries, les matières organiques, les kystes, les ovules et les virus sont efficacement éliminés de l'eau filtrée [10].

La filtration lente sur sable (SSF) dans le traitement de l'eau potable est efficace pour éliminer la turbidité et les micro-organismes (pathogènes) tels que les entérovirus, *Campylobacter*, *Cryptosporidium*, *Escherichia coli* et *Giardia*. Les processus de traitement dans les filtres à sable lents sont principalement attribués à des processus physico-chimiques et biochimiques naturels. L'efficacité de la filtration lente sur sable dépend du matériau du média et de la profondeur du filtre [11]. La filtration fonctionne généralement jusqu'à ce que la chute de pression à travers le lit de filtre devienne excessive ou que la capacité du lit à éliminer les solides en suspension à la qualité d'effluent souhaitée soit altérée, ceci est engendré par une réduction de la perméabilité causée par le dépôt de particules dans les milieux poreux, et produit un colmatage qui peut avoir un effet sur les pertes de charge ainsi que sur la variation de la turbidité de l'eau à la sortie du filtre [12].

L'adsorption est aussi une technique largement utilisée dans le domaine de la dépollution. Depuis des siècles, les charbons actifs (CA) sont des adsorbants très utilisés dans plusieurs domaines d'activités domestiques ou industrielles. Ils ont une implication importante dans différents secteurs économiques comme les industries alimentaire, chimique, pharmaceutique, pétrolière, métallurgique et automobile. Ils sont également de plus en plus utilisés dans le domaine de la catalyse. Les CA ont un très large spectre d'action, qui les rend très efficaces pour adsorber la matière organique et la micropollution dissoute (organique ou inorganique).

Par exemple, les charbons actifs commerciaux (CAC) permettent d'éliminer la couleur, la pollution dissoute (pesticides, organo-halogènes, hydrocarbures), les odeurs, le goût et le chlore présents dans les eaux, qu'elles soient potables, domestiques et/ou industrielles. Les CA ont un intérêt majeur en effet, ces adsorbants ne génèrent pas de sous-produits contrairement aux autres traitements chimiques d'oxydation. Dans le traitement des eaux, les CAC sont utilisés pour épurer les eaux industrielles ou résiduaires urbaines. Les charbons actifs sont utilisés pour traiter des pollutions accidentelles de la ressource en eau, pour l'affinage de qualité de l'eau dans la filière de potabilisation d'eau par la mise en place de filtres domestiques en charbons actifs, qui peuvent être placés directement sur le robinet ou au point d'entrée de la canalisation de l'eau ou directement sur la table du consommateur (cartouches filtrantes domestiques) [13].

L'objectif de notre étude est d'appliquer un traitement tertiaire à des eaux usées urbaines issues de la station d'épuration de la ville Tlemcen. Ce traitement a pour but d'améliorer la qualité des eaux en vue d'une réutilisation en irrigation. Pour cela nous avons étudié le couplage de la filtration sur sable et de l'adsorption sur charbon actif en grain.

Le plan de la thèse se structure autour de quatre chapitres ; le 1^{er} chapitre consiste en une revue bibliographique sur la composition des eaux usées et les différents procédés existants pour les traiter, le 2^{ème} chapitre s'intéresse aux différents mécanismes de rétention de particules au sein des filtres à sable et à charbon actif, le 3^{ème} chapitre représente la partie expérimentale de notre étude, où la méthodologie de travail est décrite, et les résultats trouvés sont discutés, et pour le dernier chapitre, synthétise un stage effectué articulé sur l'utilisation des biopiles fongiques pour l'élimination du paracétamol des eaux.

***Partie I : Etude
Bibliographique***

Chapitre I :
Généralités sur
les Eaux Usées et
les Filières de
Traitement

I.1. Introduction

Du fait des activités anthropiques, la qualité des eaux usées varie beaucoup en fonction du mode de vie écologique, de la situation géographique, de la disponibilité de l'eau, etc. De plus, les caractéristiques du système de collecte des égouts et la contribution de l'industrie aux eaux usées municipales peuvent influencer sur la composition des eaux usées entrant dans une station d'épuration (STEP) [14]. Ainsi de nombreux composés d'origine anthropique, difficiles à éliminer, pourraient en fait être présents dans les eaux usées en dessous des valeurs de seuil autorisées, mais pourraient augmenter en concentration dans l'environnement à la suite de l'effet d'accumulation et de bioamplification [4].

Le traitement des eaux usées est un enjeu d'ordre environnemental mondial. Les eaux usées produites peuvent devenir un problème environnemental important si elles sont rejetées en milieu naturel sans passer par un procédé d'épuration. Ce sérieux problème génère non seulement des risques de pollution pour les écosystèmes naturels mais entraîne également des conditions d'insalubrité et des risques sanitaires importants. Ainsi, le but d'une STEP est de convertir les effluents rejetés avec l'objectif de réduire les polluants à un niveau acceptable pour restituer l'eau dans l'environnement sans risque pour la santé [15, 7, 16]. Dans le but de réutiliser les eaux traitées pour pallier à un stress hydrique, il faut, en plus de ces objectifs, satisfaire à des conditions plus draconiennes pour éliminer certaines molécules organiques et inorganiques ainsi que des microorganismes nocifs pour les consommateurs (humains et animaux) et pour l'environnement.

Nous présenterons dans ce chapitre, les différentes familles de polluants composant les eaux usées, ainsi que les différents procédés impliqués dans leur traitement, puis enfin les différents secteurs de leur réutilisation.

I.2. Composition des eaux usées

Les eaux usées sont toutes les eaux qui pénètrent dans les canalisations d'égout dont les propriétés naturelles sont transformées par des utilisations domestiques, industrielles, agricoles et autres [17].

Les quantités et les caractéristiques des eaux usées urbaines et industrielles de plus en plus importantes sont très variées et constituent un danger croissant pour le milieu naturel. Ils provoquent des altérations du milieu environnant à cause de leurs charges en matières en suspension et en polluants organiques dissous qui sont toxiques et peuvent être persistants [18]. La composition des eaux résiduaires urbaines brutes dépend essentiellement de l'activité humaine (eaux ménagères et eaux vannes), de la composition des eaux d'alimentation en eau potable et accessoirement de la nature des matériaux entrant dans la constitution des canalisations d'eau pour quelques constituants chimiques, et de la nature et de la quantité des effluents industriels éventuellement rejetés dans le réseau urbain [19]. Elles peuvent être divisées en matières organiques (microorganismes, nutriments), et en

substances inorganiques (métaux lourds), ces contaminants sont des mélanges complexes de plusieurs constituants, sous les formes soluble et particulaire, avec des tailles variant de 0,001 à 100 μm [7].

I.2.1. Polluants organiques

Les polluants organiques solubles sont les plus nombreux et les plus dangereux. La majorité des polluants organiques provient des effluents d'usines de grandes activités industrielles : le raffinage du pétrole, les charbonnages, la synthèse organique et la manufacture des produits synthétiques, la fabrication des pesticides, l'industrie textile, l'industrie de la pâte à papier, etc. [20]. Cette matière organique est divisée en matières organiques rapidement biodégradables (glucides simples, acides gras volatils, alcools et aminoacides) composé par des substances de faible masse moléculaire qui peuvent traverser la membrane cellulaire et être immédiatement assimilables, et en matières organiques lentement biodégradables (glucides, protéines, lipides et acides nucléiques) composée de substances nécessitant au préalable une étape d'hydrolyse pour les rendre assimilables [21].

Le rejet de ces eaux usées dans l'écosystème peut engendrer l'eutrophisation et la perturbation des milieux aquatiques et par conséquent présenter un danger potentiel de bioaccumulation qui peut affecter l'homme par transport à travers la chaîne alimentaire [20].

I.2.1.1. Matières en suspension et matières organiques

Les matières en suspension (MES), représentent l'ensemble des particules minérales et organiques contenues dans les eaux. Elles sont fonction de la nature des terrains traversés, de la saison, de la pluviométrie, du régime d'écoulement des eaux, de la nature des rejets, etc., et sont en majeure partie, de nature biodégradable [22].

Un excès de MES dans les eaux peut entraîner un réchauffement de l'eau, lequel aura pour effet de réduire la qualité de l'habitat pour les organismes d'eau froide [23], mais ils peuvent aussi entraîner des difficultés de transport et de distribution des effluents ainsi que l'obturation des systèmes d'irrigation dans le cas d'une éventuelle réutilisation [19].

La matière organique (MO) qui se retrouve dans l'eau est un mélange de plusieurs composés ayant des compositions chimiques et des tailles moléculaires très variées. Elle peut être d'origine anthropique due aux contaminants qui se trouvent dans les cours d'eau en raison d'activités humaines [24]. Cette matière organique peut contribuer à la fertilité des sols. Cependant, une concentration importante en MO dans les eaux usées gêne considérablement l'efficacité des traitements destinés à éliminer les germes pathogènes [22].

I.2.1.2. Les pesticides

Les pesticides, ou composés phytosanitaires, recouvrent un grand nombre de familles de molécules chimiques pouvant posséder des propriétés insecticides, herbicides ou fongicides. Bien que certaines aient été interdites plus ou moins récemment, les niveaux de contamination de certaines eaux par ces molécules et/ou leurs résidus, restent élevés du fait de la rémanence de ces molécules, notamment dans les sols [8].

I.2.1.3. Les hydrocarbures aromatiques polycycliques

La présence d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAPs) dans les eaux usées est en grande partie due à la combustion du bois et du charbon dans les secteurs résidentiel et tertiaire mais peuvent aussi être dus au transport automobile et à l'industrie (raffineries, dépôts d'hydrocarbures, cokerie et métallurgie). Cette contamination des eaux a lieu par le biais du ruissellement d'eaux en provenance de zones urbaines ou industrielles ou par celui de dépôts atmosphériques [8].

I.2.2. Polluants non organiques

Les composants inertes ou réfractaires sont ceux qui, vis-à-vis de toutes les opérations dans le processus du traitement des eaux usées, ne sont pas modifiés entre l'entrée et la sortie de la STEP. Ils peuvent être d'origine naturelle ou anthropique, on peut les trouver sous forme dissoute ou particulaire. Parmi ces substances on peut citer les métaux lourds, les hydrocarbures, les acides humiques et fulviques et les sous-produits dérivés des microorganismes. Les métaux lourds, en plus d'être inertes, sont toxiques pour les microorganismes en raison de leurs propriétés biologiques, chimiques ou physico-chimiques, et peuvent altérer le bon fonctionnement d'une STEP [7].

Les métaux sont présents naturellement dans les sols soit par l'activité volcanique et l'érosion des roches, mais la majeure partie est d'origine anthropique provenant de leurs utilisation comme matériaux et comme réactifs dans l'industrie (traitement de surface, intermédiaire réactionnel...) et dans l'agriculture (phytosanitaires). Les activités industrielles, ainsi que le trafic automobile émettent de fines particules métalliques dans l'atmosphère, principalement dans les zones urbaines [25], qui se déposent sur les sols puis atteignent les cours d'eau par ruissellement, mais peuvent provenir également de la corrosion des surfaces de ruissellement (ex : toitures, gouttières), ils sont majoritairement associés aux matières en suspension ou aux colloïdes [19].

I.2.3. Micro-organismes

La principale source de micro-organismes dans les eaux usées domestiques est les fèces humaines. Parmi ces micro-organismes on trouve les bactéries (*Escherichia coli*, *Salmonella*, *Shigella*, *Vibrio cholérique*), virus (*Poliovirus*, *Rotavirus*), et protozoaires (*Giardia lamblia*, *Entameobahistolytica*) [10].

I.2.3.1. Les bactéries

Les bactéries sont des organismes microscopiques dont la taille varie entre 0,2 et 10 µm, elles sont présentes partout dans l'environnement et peuvent s'adapter à des conditions très différentes de température, de pression ou d'exposition à des rayonnements ionisants. La plupart des bactéries rencontrées chez l'Homme ne sont pas pathogènes et sont même indispensables à son métabolisme [26]. La concentration en bactéries pathogènes est de l'ordre de 10^4 germes/L. Parmi les plus détectées sont retrouvées, les salmonelles, dont celles responsables de la typhoïde, des paratyphoïdes et des troubles intestinaux. Les coliformes thermo tolérants sont des germes témoins de contamination fécale communément utilisés pour contrôler la qualité relative d'une eau [19].

Escherichia coli est reconnu comme l'un des paramètres de la contamination fécale le plus important par les microbiologistes ainsi que les expertes de la santé publique [27].

I.2.3.2. Les virus

Les virus sont des parasites intracellulaires de très petite taille (10 à 350 nm) qui ne peuvent se multiplier que dans une cellule hôte [26]. On estime leur concentration dans les eaux usées urbaines comprise entre 10^3 et 10^4 particules par litre. Parmi les virus entériques humains les plus nombreux sont ; les *Entérovirus*, les *Rotavirus*, les *Retrovirus*, les *adénovirus* et le virus de l'Hépatite A. [19]. Au cours de processus de traitement des eaux usées, les virus sont plus difficiles à éliminer que les bactéries classiques couramment utilisées comme indicateurs de la qualité bactériologique des eaux [27].

Dans le contexte de la pandémie de COVID-19 en cours, des tests sur les eaux usées sont effectués à la recherche d'éléments qui prouvent la présence d'agents pathogènes pour la détection du SARS-CoV-2 excrété au niveau du système gastro-intestinal supérieur et du système respiratoire supérieur, qui passe dans les matières fécales, puis qui est rejeté dans les eaux usées [28].

À l'instar de la surveillance dans les eaux usées des virus de la poliomyélite, il est possible de détecter et de quantifier par qRT-PCR des acides nucléiques inactivés du SARS-Cov-2 dans des échantillons d'eaux usées prélevées dans des stations d'épuration desservant des centaines de milliers de foyers. Cela a été réalisé avec succès dans des agglomérations de plusieurs pays (France, États-Unis, Espagne, Pays-Bas, Luxembourg, Italie). Les tests qRT-PCR montrent que la quantité d'acides nucléiques est corrélée à la courbe épidémique, précédant l'arrivée de la vague, suivant son ascension et diminuant fortement avec sa régression. Cette relation temporelle directe avec la vague épidémique et surtout avant même son apparition, peut faire de cet indicateur un précieux outil pour prévoir d'éventuelles résurgences, en testant la présence du virus sur des centaines de milliers de personnes [29].

I.2.3.3. Les protozoaires

Les protozoaires sont des organismes monocellulaires. Les deux principaux genres pathogènes pour l'Homme sont les genres *Cryptosporidium* et *Giardia* [26]. Au cours de leur cycle vital, les protozoaires passent par une forme de résistance, les kystes, qui peuvent être véhiculés par les eaux résiduaires. Ces parasites sont très persistants. Ainsi, selon les conditions du milieu, ces organismes peuvent survivre plusieurs semaines voir même plusieurs années [30].

I.2.3.4. Les helminthes

Les helminthes sont des vers pluricellulaires fréquemment rencontrés dans les eaux résiduaires. Dans les eaux usées urbaines, le nombre d'œufs d'helminthes peut être évalué entre 10 et 10³ germes/L [31]. Tout comme les protozoaires, ce sont majoritairement des organismes parasites dont la plupart ont des cycles de vie complexes comprenant un passage obligé par un hôte intermédiaire [26]. Parmi les helminthes pathogènes rencontrés dans les eaux usées on trouve: *Ascaris lumbricades*, *Oxyurisvermicularis*, *Trichuristrichuria*, *Taeniasaginata* [19]. La persistance de ces organismes à différentes conditions environnementales ainsi que leur résistance à la désinfection permet leur reproduction, ce qui constitue un risque potentiel [30].

I.2.4. Substances nutritives

Les nutriments se trouvent en grande quantité dans l'eau usée, et constituent un paramètre de qualité important pour la valorisation de ces eaux en agriculture et en gestion des paysages [32]. Les éléments les plus fréquents dans les eaux usées sont l'azote, le phosphore et parfois le potassium, le zinc, le bore et le soufre. Ces éléments se trouvent en quantités appréciables, mais en proportions très variables que ce soit, dans les eaux usées épurées ou brutes [19], d'autres macro- et micronutriments peuvent également être présents dans les eaux usées. En outre, la présence de matière organique sous différentes formes dans l'eau usée (solides en suspension, éléments colloïdaux et matières dissoutes) peut, par son effet à long terme sur la fertilité du sol, contribuer également à la stabilité structurale du sol. Cependant, la valeur nutritive de l'eau usée peut excéder les besoins de la plante et constituer alors une source potentielle de pollution des eaux de nappe, à cet égard, en usage agricole, l'analyse d'eau usée est requise au moins une fois au début de la saison culturale. Une lame d'eau résiduaire traitée de 100 mm peut apporter à l'hectare de terre agricole environ 16 à 62 kg d'azote, 2 à 69 kg de potassium, 4 à 24 kg de phosphore, 18 à 208 kg de calcium, 9 à 100 kg de magnésium, et 27 à 182 kg de sodium [22].

I.2.5. Les perturbateurs endocriniens

Les substances perturbatrices du système endocrinien sont définies par l'Union Européenne comme des substances ayant des effets néfastes sur la santé d'un organisme sain ou de sa progéniture en modifiant ses fonctions endocriniennes. Ces substances

(alkylphénols, hydrocarbures aromatiques polycycliques, bisphénol-A) sont depuis quelques années un sujet de préoccupation majeur de la part de la communauté scientifique nationale et internationale en raison de la corrélation avérée entre l'exposition du milieu à ces substances et des effets notables tels que la féminisation de population de poissons ou de batraciens [18]. Les effluents d'eaux usées sont des sources de pollution ponctuelles de perturbateurs endocriniens, qui proviennent d'hormones et de produits pharmaceutiques, puisque peu de stations de traitement sont dotées de procédés qui permettent un traitement complet de ces molécules [24].

I.2.6. Les résidus médicamenteux

Il existe actuellement environ 4000 médicaments disponibles. En raison de la grande consommation de ces principes actifs et du raffinement des techniques analytiques, on observe de plus en plus une augmentation des rejets de ces substances dans les eaux usées, car seule une partie d'entre eux est réellement métabolisée dans les organismes, le reste, ainsi que les métabolites, sont finalement rejeté dans l'environnement par différentes voies [33, 7]. Plusieurs environnements aquatiques ont été pollués par ces composés dues à leur caractère persistant et leur faible biodégradabilité [8]. Ce mélange de composants peut entrer dans la station d'épuration, traverser complètement le procédé et être libéré dans l'environnement à partir des boues ou comme rejet dans les eaux de surface [7].

I.3. Caractéristiques des eaux usées

Une eau usée est caractérisée par plusieurs paramètres, à savoir ;

- pH
- Température
- MES
- Eléments azotés et phosphatés
- Micro-organismes
- Turbidité
- DCO (Demande Chimique en Oxygène) : Permet d'estimer la quantité totale de matière oxydable et donne une indication de l'oxygène requis pour la dégradation de la MO
- DBO (Demande Biochimique en Oxygène) : Correspond à la quantité d'oxygène dissout consommée par les microorganismes pour oxyder toute la matière organique biodégradable
- Biodégradabilité : Représente le rapport DCO/DBO, si $DCO/DBO < 2$: effluent facilement biodégradable, si $2 < DCO/DBO < 4$: effluent moyennement biodégradable, et si $DCO/DBO > 4$: effluent difficilement biodégradable
- COT (Carbone Organique Total) : Représente la teneur en carbone lié à la matière organique

I.4. Différentes opérations de traitement des eaux usées

Le choix des méthodes d'assainissement dépend de plusieurs facteurs dont les plus importants sont la composition de l'effluent, la nature du milieu de rejet, les exigences de qualité et de taille des installations de traitement. En fonction des conditions locales et des critères technico-économiques, différentes technologies extensives ou intensives peuvent être envisagées [15]. En effet, un procédé efficace contre une pollution donnée peut être inadapté contre un autre type de pollution. De plus, la concentration de matières organiques et le débit de l'effluent sont des facteurs importants à prendre en considération [20].

Le procédé classique d'épuration des eaux usées se compose ainsi de 3 étapes principales : le prétraitement, le traitement primaire et le traitement secondaire.

La finalité de l'assainissement des eaux usées est d'obtenir une eau non polluée (dite eau épurée) qui satisfait aux normes de rejets fixées par la législation mais aussi réduire la propagation des maladies transmissibles, par l'élimination ou la réduction des agents pathogènes dans des eaux usées, réduire la pollution qui peut pénétrer dans les sources de surface ou les eaux souterraines et stabiliser les eaux usées sans causer d'odeurs ou de nuisances et sans mettre en danger la santé publique [34, 35].

I.4.1. Prétraitement

Le prétraitement a pour objectif d'éliminer les éléments les plus grossiers qui sont susceptibles de gêner les traitements ultérieurs et d'endommager les équipements [36], ces éléments pourraient abîmer les pompes, ensabler les réacteurs ou nuire au traitement biologique (graisses) [37].

Dans la majorité des STEP, on a besoin de construire une station de relèvement, parce que les eaux usées collectées arrivent à un niveau plus bas que les installations de traitement. Le relèvement des eaux s'effectue grâce à des pompes centrifuges ou à des vis d'Archimède [33]. Le prétraitement est composé de:

- **Dégrillage :** Les eaux usées passent au travers d'une grille dont les barreaux, plus ou moins espacés, retiennent les matières les plus volumineuses [36]. Les dégrilleurs modernes disposent de râteaux d'évacuation des objets avec des systèmes automatisés d'ensachage des refus de dégrillage. Les refus de dégrillage sont envoyés soit en centre d'enfouissement technique, soit en incinération [38].
- **Dessablage:** Il débarrasse les eaux usées des sables par sédimentation. L'écoulement de l'eau à une vitesse réduite dans un bassin appelé « dessableur » entraîne leur dépôt au fond de l'ouvrage [36]. Les sables récupérés sont lavés, essorés avant d'être soit envoyés en décharge, soit réutilisés, selon la qualité du lavage [33].

- **Dégraissage- déshuilage :** Il vise à éliminer les graisses qui peuvent gêner l'efficacité des traitements biologiques qui interviennent ultérieurement en limitant la diffusion de l'oxygène dans l'eau et en gênant la décantation des boues [36]. Pour les éliminer on emploie la flottation, il s'agit d'injecter des bulles de gaz qui s'attachent aux particules ; la densité de ces agglomérats étant plus faible que celle de l'eau, ils remontent vers la surface, ces graisses sont alors raclées, puis stockées avant d'être incinérées ou hydrolysées et renvoyées dans le circuit de traitement des eaux usées [26, 33].

Les eaux usées, débarrassées des objets encombrants, des graisses et des sables, peuvent alors être dirigées vers le traitement primaire ou directement en traitement secondaire [39].

I.4.2. Traitement primaire

Le processus principal d'abattement des micropolluants dans un procédé primaire est la rétention des particules sur lesquelles il y a sorption. Les principales voies de sorption sur les particules proviennent des relations d'hydrophobicité ou d'interactions électrostatiques avec les particules (adsorption) [40].

Le traitement primaire consiste en une décantation de l'effluent à traiter permettant d'éliminer plus de 50 % des matières en suspension [34], il fait appel à des procédés physiques ou bien physico-chimiques tels que la coagulation-floculation. Par coagulation et floculation dans des décanteurs lamellaires, on peut éliminer jusqu'à 90% des MES [33]. Il existe différents types de décantation tels que :

- **Décantation classique :** La décantation est directement régit par la vitesse de Hazen (vitesse ascensionnelle), puisque toute particule ayant une vitesse de sédimentation supérieure à celle-ci sera retenue par l'ouvrage [41]. Elle se définit par le débit traversant l'ouvrage divisé par la surface du décanteur et donc il faut faire un ouvrage où la vitesse de Hazen est assez faible pour permettre aux particules de décanter, et donc sélectionner une surface assez grande pour cela, la surface réelle du décanteur est la même que la surface disponible pour la décantation [40].
- **Décantation physico-chimique :** Alors que les MES décantent naturellement, les colloïdes sont relativement stables et il est nécessaire de les déstabiliser pour modifier leur état physique, l'ajout d'un coagulant comme le chlorure ferrique (FeCl_3) ou le chlorure d'aluminium (AlCl_3) va réduire la répulsion électrostatique des particules chargées négativement, ensuite l'ajout d'un floculant (polymère) va permettre ensuite d'agglomérer l'ensemble des particules et colloïdes faiblement décantables en floes plus lourds qui sont alors piégés par décantation [40, 38, 42] .

- **Décantation lamellaire :** La décantation lamellaire, version optimisée de la décantation classique, permet également d'améliorer la performance de cette étape et de diminuer l'emprise au sol des ouvrages [38], elle s'appuie sur l'ajout de lamelles au cœur du décanteur qui doivent permettre d'apporter une surface projetée au sol maximale tout en permettant aux particules qui les percutent de glisser vers le sol sous l'effet de la pesanteur, d'où leur inclinaison [40].

Quelle que soit la configuration du décanteur, la coagulation-floculation-décantation permet d'atteindre des abattements de 70-90% en MES, 50-75% en DCO, 55-80% en DBO₅, 10-30% en NTK et d'assurer une concentration résiduelle de sortie en phosphore total inférieure à 1-2 mg/L [41], les matières carbonées, azotées, phosphorées et d'autres éléments minéraux qui restent, elles seront biodégradées au cours de l'étape suivante : le traitement secondaire par voie biologique est le plus employé pour traiter l'effluent d'origine domestique [43, 7].

I.4.3. Traitement secondaire (Biologique)

Le traitement biologique des eaux usées est pour l'essentiel basé sur l'activité de bactéries. Il vise à éliminer les effets sensoriels perceptibles mais aussi certains éléments chimiques présents dans l'eau [9]. Il s'agit d'un traitement biologique dont l'objectif est l'élimination de la pollution carbonée, azotée et phosphorée, la voie biologique utilise les capacités oxydantes et auto-épuratrice de microorganismes dont l'activité est améliorée en la plaçant dans des conditions optimales à dégrader tout polluant organique et surtout non toxique [38, 34].

Deux principales techniques d'épuration biologiques sont appliquées. Ces techniques sont soit anaérobies, c'est-à-dire se déroulant en absence d'oxygène, soit aérobies, c'est-à-dire nécessitant un apport d'oxygène [36]; elle a lieu dans des bassins à boues activées traditionnelles, des biofiltres ou des dispositifs analogues [6].

I.4.3.1. Procédés à cultures libres

Dans les procédés à cultures libres, les bactéries se développent sous forme de floccs dispersés au sein du liquide à traiter. L'ensemble est brassé afin de maintenir la culture en suspension. Il existe deux procédés à cultures libres différents : le traitement par boues activées et le lagunage [9].

I.4.3.1.1. Les boues activées

Dans ce système la matière organique et les nutriments sont traités en combinant les processus biologiques et physico-chimiques, il est régi par l'action de la biomasse

microbienne qui est aérées et maintenues en suspension [14]. Ce procédé est composé de deux bassins principaux. Le premier est un bassin d'aération, dans lequel les agrégats bactériens sont maintenus en suspension dans l'eau grâce à un brassage continu de la liqueur [37]. Les microorganismes s'y développent et consomment la pollution organique des effluents en la transformant en dioxyde de carbone et eau. Le second bassin, appelé décanteur secondaire ou clarificateur, permet ensuite la séparation solide/liquide. Une partie de la boue décantée est recirculée dans le bassin aéré, augmentant ainsi la concentration en biomasse dans le réacteur biologique et amplifiant le taux d'épuration des eaux. La partie des boues en excès est envoyée vers la filière de traitement des boues [9].

- ***Le bassin d'aération***

Le bassin d'aération est un réacteur biologique alimenté en continu et aéré, dans lequel une biomasse mixte, ou boue, est maintenue au contact de la pollution sous la forme de floccs ou agglomérats bactériens. Les microorganismes consomment la pollution organique et piègent les colloïdes et les particules dans des excréments exo cellulaires, le biofilm, formant ainsi des floccs en suspension dans l'eau [38]. Les systèmes d'aération équipant un bassin à boues activé ont un double but d'apporter aux micro-organismes aérobies l'oxygène, généralement emprunté à l'air, dont ils ont besoin, et provoquer une homogénéisation et un brassage suffisants de façon à assurer un contact intime entre le milieu vivant, les éléments polluants et l'eau ainsi oxygénée [36]. L'eau épurée est ensuite séparée de la biomasse par décantation gravitaire (clarificateur) [7].

- ***Le clarificateur***

À l'issue de la réaction biologique, une ultime décantation permet de séparer l'eau épurée et les floccs bactériens (boues). Cette décantation est opérée dans un clarificateur (ou décanteur secondaire). Le bon fonctionnement du clarificateur est essentiel pour le processus d'épuration des eaux usées par voie biologique. Il combine les fonctions d'épaississeur (qui produit un flux concentré de floccs pour alimenter le bassin d'aération), de clarificateur (qui crée un surnageant clair avec une faible concentration de matières en suspension) et aussi de réservoir de boues [33].

I.4.3.1.2. Le lagunage

Le lagunage repose sur le phénomène d'auto-épuration qui est un processus biologique naturel par lequel les polluants organiques vont être dégradés sous l'effet de microorganismes naturellement présents dans le milieu récepteur. Son importance dépend de ces micro-organismes (bactéries, algues), des possibilités d'oxygénation, de la température et de la lumière [33].

Le lagunage consiste en une succession de bassins peu profonds et généralement rectangulaires. L'eau usée est d'abord prétraitée (dégrillage) puis s'écoule gravitairement de lagune en lagune. Dans un système de lagunage, la surface et la profondeur des bassins influencent le type de traitement (aérobie ou anaérobie) et confèrent un rôle particulier à

chaque bassin. Le soleil fournit naturellement chaleur et lumière et favorise ainsi la croissance rapide des microorganismes aérobies et anaérobies nécessaires à la dégradation de la matière organique [15].

Ce procédé permet la dégradation de la matière organique par les organismes naturellement présents dans les eaux usées (les bactéries aérobies et anaérobies) et par les algues microscopiques. Le premier bassin est généralement une lagune dans laquelle a lieu la dégradation de la pollution organique par les bactéries présentes. Le second bassin permet la décantation des boues biologiques. L'eau est enfin envoyée dans la troisième lagune afin d'en affiner sa qualité à l'aide de macrophytes qui permettent la diminution de la concentration en azote et en phosphore [9].

- **Le lagunage naturel**

Le mécanisme de base, sur lequel le lagunage naturel repose, est la photosynthèse. La partie supérieure de l'eau des bassins est exposée à la lumière. Cela permet le développement d'algues qui produisent de l'oxygène qui est nécessaire pour le développement et la maintenance des bactéries aérobies. Ces bactéries sont responsables de l'oxydation de la matière organique. Le dioxyde de carbone produit par les bactéries, ainsi que des sels minéraux contenus dans les eaux usées, permettent aux algues planctoniques de se multiplier. Au fond du bassin, où la lumière ne pénètre pas, il y a des bactéries anaérobies qui continuent le processus de décomposition des boues issues de la décantation des matières organiques. Du dioxyde de carbone et du méthane sont alors produits de ce niveau [38].

- **Le Lagunage aéré**

Contrairement au lagunage naturel où l'oxygène est fourni par la photosynthèse et le transfert à l'interface eau-atmosphère, l'oxygénation est, dans le cas des lagunages aérés, fournie mécaniquement par un aérateur de surface ou par insufflation d'air. Une des principales différences entre le lagunage aéré et les systèmes conventionnels à boues activées est qu'il n'y a pas de d'extraction continues des boues produites ni de recyclage des boues dans les systèmes de lagunage aéré [38, 44].

I.4.3.2. Procédés à cultures fixées

Dans les procédés à cultures fixées, on utilise la capacité qu'ont la plupart des microorganismes à produire des exopolymères et permettant ainsi leur fixation sur des supports très divers pour former un biofilm [9].

I.4.3.2.1. Les lits bactériens ou biofiltres

Un lit bactérien est composé d'un bassin contenant des supports inertes colonisés par les micro-organismes de l'épuration. Le courant d'air naturel est utilisé pour l'apport en oxygène. Les premiers lits bactériens utilisaient des médias à base de roches (pouzzolanes, coke, mâchefers) comme support au développement du biofilm. Les lits bactériens actuels

utilisent plutôt des garnissages plastiques qui permettent des surfaces spécifiques (ratios surface/volume) élevées et des taux de vide élevés, ce qui limite le colmatage des installations et permet d'atteindre des charges élevées. Les eaux usées s'écoulent gravitairement sur le lit et le transfert d'oxygène est effectué par convection naturelle [38].

I.4.3.2.2. Les disques biologiques

Un Contacteur biologique rotatif CBR est un bioréacteur à biomasse fixée qui se compose généralement d'une série de grands disques (plats ou ondulés) espacés de quelques centimètres qui sont montés sur un axe horizontal commun et qui sont partiellement ou totalement immergé dans les eaux usées à traiter. Le CBR permet la croissance d'un biofilm qui se fixe sur les aspérités du disque mobile et assurent un support au développement de la biomasse [45].

La rotation du support favorise le transfert d'oxygène et maintient la biomasse dans des conditions aérobies, Il est alternativement plongé dans l'eau à traiter puis dans l'air où se font les transferts d'oxygène. Une clarification est utilisée pour séparer de l'eau traitée, les morceaux de biofilm qui se détachent en permanence des disques. Mis à part la conception, le principe de traitement est alors le même que celui des lits bactériens [38].

I.4.3.2.3. Les filtres biologiques

Le principe des filtres plantés de roseaux est basé sur les capacités filtrantes mécaniques d'un sol (matériaux comme les graviers, l'argile expansée et le sable) et la dégradation aérobie biologique assurée par les microorganismes fixés sur les particules du sol [46]. L'originalité de ces filtres réside dans la présence de roseaux qui, grâce à leurs rhizomes, permettent l'infiltration de l'eau au travers de la boue qui s'accumule à la surface et donc évitent le colmatage, aèrent le massif filtrant et assurent la ré-oxygénation des massifs filtrants, et ils créent un milieu favorable à l'activité biologique et au développement des microorganismes épurateurs. Ces dispositifs sont généralement composés de deux bassins (étages) successifs : un premier pour retenir la majorité des particules et débiter l'épuration et un second pour finir ou affiner l'épuration. Les boues sont évacuées tous les quinze ans environ [15, 9].

I.4.3.2.4. Bioréacteurs à Membranes BRM

Il est basé sur le couplage du traitement biologique dégradant la pollution et du traitement physique de séparation membranaire par ultra ou microfiltration (diamètres de pores entre 0,05 et 0,5 μm) [41]. La configuration la plus courante est d'immerger les membranes dans un réacteur puis le perméat est soutiré par aspiration ce qui évite de pressuriser le bioréacteur. L'étape de séparation n'étant plus assujettie à l'aptitude des boues à la décantation, le réacteur biologique peut travailler à fortes concentrations en MES (10 000 à 20 000 mg/L).

I.4.4. Traitement tertiaire

Les traitements primaires et secondaires ne suffisent pas toujours pour atteindre les normes de rejet attendues localement. Un traitement tertiaire est alors mis en place éliminer la pollution résiduelle qui persiste en fin de la filière de traitement, il s'agit des composés peu ou pas biodégradables souvent désignés par le terme «DCO dure» [36, 6]. Les traitements appliqués dépendent du degré de pollution des eaux mais aussi des exigences de qualité du milieu récepteur (zone de baignade, de pêche, d'aquaculture...) [33], ils assurent une bonne qualité de l'eau produite, leur implantation permet d'assurer une bonne protection de l'environnement mais elles sont coûteuses [15].

I.4.4.1. Désinfection

Elle est nécessaire lorsque les eaux usées traitées sont rejetées dans un milieu aquatique à usage balnéaire (plages, zones d'activités nautiques ou touristiques...) ou pour diminuer le risque de contamination humaine (prise d'eau potable, conchyliculture...). Pour éliminer les germes pathogènes, les techniques classiques sont utilisées : chloration, ozonation ou irradiation par rayonnement ultraviolet (UV) [33].

I.4.4.2. Filtration

La filtration est le processus qui consiste à séparer les solides en suspension ou dissous d'un fluide lors de son écoulement à travers un milieu poreux, un film biologique va emprisonner et métaboliser les composés organiques dans l'eau. La filtration est très efficace pour éliminer les bactéries, les matières organiques, les kystes, les ovules et les virus sont efficacement éliminés de l'eau filtrée. La sélection des filtres pour éliminer les particules solides est basée sur des paramètres de filtre tels que la taille des solides en suspension qu'on veut éliminer, la distribution des formes et la concentration [47, 48].

I.4.4.3. Adsorption

L'adsorption est un processus physique ou chimique, au cours duquel une substance adsorbée (adsorbat) vient se lier à la surface d'un matériau (adsorbant) par des liaisons qui peuvent être de différentes natures. La famille la plus utilisée est celle des charbons actifs obtenus à partir d'un ensemble assez large de matériaux carbonés comme le bois, le charbon ou la noix de coco [49]. Ils sont caractérisés par une surface très poreuse (surface spécifique entre 400 et 2000 m²/g), permettant une surface de contact très élevée par rapport à l'encombrement du matériau [40]. Il est intéressant pour l'élimination de certaines molécules résistantes aux traitements biologiques, bien souvent lorsque la STEP accueille des eaux industrielles. Il permet par exemple d'enlever les molécules organiques, telles que celles des colorants et des produits phénoliques [39, 20].

I.4.4.4. L'oxydation chimique

Les techniques d'oxydation chimique consistent à utiliser le pouvoir oxydant de substances chimiques pour transformer ou détruire les polluants. Elle est souvent appliquée pour le traitement des eaux usées contenant des polluants non biodégradables et /ou toxiques et à

de fortes concentrations que les autres procédés ne peuvent pas traiter ou transformer en produits biodégradables et/ou non toxiques. Les substances oxydantes utilisables sont multiples ; l’ozone, les halogènes, l’eau oxygénée, chlore et ses dérivés, le peroxyde d’hydrogène, des oxydants plus tels que le permanganate et le ferrate. Les inconvénients de ces techniques sont la formation de composés intermédiaires d’oxydation pouvant présenter une toxicité aussi élevée que leur précurseur [34, 20].

I.4.4.5. Filtration membranaire

La filtration membranaire est une technique de filtration basée sur l’application d’une différence de pression (ou de potentiel électrique) de part et d’autre d’une membrane (tubulaires ou creuses, constituées de milliers de fibres très fines) dont les propriétés sont spécifiques. Elle permet de séparer des substances contenues dans l’eau ; le spectre de ces substances va des particules solides jusqu’aux molécules [20, 34]. Les membranes laissent passer l’eau, les sels et autres métabolites dissous issus de la réaction biologique, mais aussi retiennent les bactéries (membranes avec des pores inférieurs à 0,4 μm) et permettent donc de concentrer la biomasse à des valeurs très importantes et de réduire en conséquence le volume des réacteurs [35].

I.4.4.6. Les piles microbiennes (ou biopiles)

Les biopiles utilisent des micro-organismes pour convertir l’énergie chimique stockée dans la matière organique (glucose, acétate, micropolluants organiques, etc..) en courant électrique et réalise dans le même temps la bioremédiation des xénobiotiques. Cette technologie innovante offre de nouvelles solutions dans le traitement de déchets, la production d’électricité décentralisée et la récupération de molécules d’intérêts [50].

Une pile microbienne est constituée d’une anode biologique et d’une cathode abiotique séparée physiquement par une membrane échangeuses de protons. Les micro-organismes présents dans le compartiment anodique catalysent l’oxydation de la matière organique produisant ainsi les électrons et les protons nécessaires à la réduction du dioxygène dans le compartiment cathodique. Les électrons sont transférés depuis des donneurs d’électrons vers des accepteurs d’électrons au cours de réactions d’oxydoréduction successives jusqu’à atteindre la membrane externe de la bactérie et ainsi être transportés vers la cathode à travers le circuit électrique [51].

Très récemment, Shabani *et al.* (2021) ont mis au point une biopile fongique hybride associant une bactérie (*Pseudomonas fluorescens*) et un champignon filamentueux (*Trichoderma harzianum*) pour la dégradation du paracétamol et son principal sous-produit de dégradation, le para-aminophénol. Le rôle de ces micro-organismes est celui de catalyseurs à l’anode pour dégrader le paracétamol et le para-aminophénol, notamment. Les résultats ont montrés une bonne dégradation du paracétamol (100%) et une production de courant électrique pour une puissance optimale délivrée de 1,7 mW/m^2 . De plus la dégradation observée était cinq fois plus rapide pour le biofilm mixte que pour un biofilm de *Trichoderma harzianum* pur [52].

D'autres microorganismes comme la microalgue *Chlorella vulgaris*ensemencées par Zhang et al. dans l'eau surnageante montrent une efficacité de dépollution pour la matière organique, l'azote et le phosphore de respectivement de 99,8%, 87,6% et 69,8% [50].

L'utilisation de biofilms mixtes contenant un ensemble de micro-organismes dont certains phototrophes aérobies ou anaérobies passe par une compréhension plus approfondie de leurs rôles ainsi que leur identification. Certaines bactéries sont phototrophes et anaérobies. C'est par exemple le cas de la bactérie *Rhodo pseudomonas palustris* qui a été isolée d'un biofilm anodique et qui montre une grande capacité dans le transfert direct d'électrons vers l'anode [52].

I.5. Valorisation des eaux usées épurées

Les pays méditerranéen, les pays en voie de développement et les régions arides sont particulièrement vulnérable au stress hydrique dont la plupart souffrent des changements globaux actuels comme l'érosion de la diversité, le changement climatique, la croissance démographique, l'industrialisation et plus précisément l'accroissement de la dégradation des ressources en eau (surexploitation, pollution, salinisation, ...) [17]. Afin de réduire l'écart entre approvisionnement et demande, les pays où l'eau est rare ont été contraints à recourir aux ressources hydriques non conventionnelles pour améliorer l'efficacité de l'utilisation de l'eau, réduire les pertes et augmenter le recyclage [53].

Chaque projet de réutilisation des eaux usées (REUSE) demande de bien identifier l'objectif recherché (potabilisation, recharge de nappes, irrigation...) pour choisir la filière de traitement adéquate en accord avec la législation. Trois points majeurs doivent être pris en compte : la santé publique (rétention des micropolluants, microorganismes), la performance du procédé et l'acceptation de la filière par la communauté (couleur, odeur,...) [54, 8].

Les eaux usées après traitement peuvent être utilisées dans divers secteurs, à savoir;

- **Le secteur agricole :** Le secteur agricole est le plus gros consommateur d'eau dans la mesure où ces prélèvements représentent environ 70% de l'ensemble des prélèvements au niveau mondial, considérant que 10% sont affectés à l'usage domestique et 20% à l'industrie. L'eau est réutilisée essentiellement pour l'irrigation qui permet d'augmenter les rendements et de récolter des produits de la terre dans des zones où elles ne seraient pas adaptées [53].
- **Le secteur industriel :** L'activité industrielle occupe une place importante en termes de consommation d'eau pour des applications très diverses, c'est pour cela que certaines activités industrielles sont de bons candidats pour réutiliser des eaux usées traitées [35]. L'eau est utilisée dans de nombreuses applications industrielles, comme fluide caloporteur pour la production de chaleur et le refroidissement ou comme fluide de lavage, de nettoyage et de procédés [55].

- **Le secteur urbain et périurbain :** Les usages possibles sont nombreux et comprennent l'arrosage des parcs publics ou des terrains de golf, l'eau pour les chasses d'eau dans des complexes sportifs ou commerciaux, le lavage des voiries, le lavage des voitures, la lutte contre les incendies et même la production de neige artificielle [56].
- **Le secteur environnemental et récréatif :** L'urbanisation croissante et l'augmentation de la demande en eau ont des impacts importants sur les écosystèmes humides : cours d'eau, lacs, zones humides. La réutilisation des eaux usées traitées peut permettre de restaurer efficacement ces milieux qui ont une valeur d'usage importante directe (tourisme, usages récréatifs) ou indirecte (filtration naturelle de l'eau, piège à carbone) [26]. Par exemple, la recharge artificielle de nappe peut protéger les aquifères d'eau douce de l'intrusion d'eau salée près des côtes (biseau salin), de stocker les eaux usées traitées pour un usage futur, avec l'avantage de minimiser les phénomènes d'évaporation, ou de faire face aux problèmes d'affaissement du sol [57].

Cependant, la réutilisation de ces eaux peut présenter des risques sanitaires et environnementaux; les eaux usées traitées peuvent contenir différentes contaminations à l'état de trace « micropolluants » dont leur toxicité est surtout liée à leur potentiel effet cancérigène, mutagène et/ou reprotoxique [26], comme par exemple, les métaux lourds qui s'accumulent dans les sols, et peuvent se retrouver dans nos aliments et une fois absorbés, sont souvent difficiles à éliminer; la demi-vie de la plupart d'entre eux dans le corps humain est plutôt longue (environ 30 ans pour le cadmium). Les milieux aquatiques sont aussi très sensibles aux éléments traces car ils se concentrent au fur et à mesure des absorptions dans la chaîne alimentaire et les métaux lourds sont des micropolluants de nature à entraîner les nuisances même quand ils sont rejetés en quantités très faibles (leur toxicité se développe par bioaccumulation). D'ailleurs, de petites quantités en proportion (mesurées en microgrammes par litre) sont souvent compensées par un effet volume compte tenu de l'importance des débits d'eau [58]. La qualité de l'eau utilisée en irrigation est un facteur de premier ordre dans la salinisation du sol. Une grande quantité d'ions sodium dans l'eau affecte la perméabilité des sols et pose des problèmes d'infiltration. Ceci est dû au fait que lorsque le sodium apporté par les eaux d'irrigation au sol est sous une forme échangeable, il remplace le calcium et le magnésium adsorbé sur les agrégats du sol ce qui rend le sol dur et compact (lorsqu'il est sec) affectant ainsi sa structure et sa porosité [19].

I.6. Conclusion

Les eaux usées peuvent présenter un mélange très complexe à travers leur composition chimique et biologique. Ainsi, même après traitement, ces eaux peuvent demeurer une source de pollution des milieux naturels due à leur pollution chimique et biologique résiduelle (métaux lourds, médicaments, résidus médicamenteux, etc.). Si l'on veut

réutiliser ces eaux usées traitées (irrigation, recharge des nappes), il faut qu'elles subissent des traitements supplémentaires dits tertiaires (tels que la filtration et l'adsorption) qui prennent en compte exclusivement les risques sanitaires et les impacts directs de cette pratique sur les exploitants et les consommateurs.

La présente étude a donc pour objet l'évaluation de l'efficacité de 2 opérations innovantes dans ce domaine : la filtration sur sable et l'adsorption sur charbon actif, dans le but de tenter d'améliorer la qualité des eaux usées traitées afin d'envisager leur réutilisation (par exemple pour l'irrigation).

Chapitre II :
Filtration sur
Sable et
Adsorption sur
Charbon Actif

II.1. Introduction

Ce chapitre s'intéresse aux différents mécanismes entrant en jeu lors de la filtration et de l'adsorption, ainsi que les caractéristiques des milieux poreux utilisés dans ces 2 opérations unitaires et les facteurs influençant leurs performances.

II.2. La filtration

La filtration est une opération dont le but est de séparer une phase continue (liquide ou gazeuse) des matières solides ou liquides (phase dispersée) qui y sont présentes en suspension. Elle consiste dans le passage de la suspension à travers un milieu filtrant adéquat capable de retenir par action physique, et plus rarement chimique, les particules solides. Le milieu filtrant est constitué par des particules solides, elles-mêmes déposées sur un support qui peut être, selon les cas, des feuilles de papier spécial, des tissus, des toiles métalliques, du sable, des graviers [59].

Au cours de la filtration, les particules en transport entrent en contact avec les grains du filtre ou bien avec des matières déjà déposées sur le filtre et se fixent. Il en résulte une agglomération des particules sur les grains du filtre ou sur ces matériaux déposés. Un tel filtre ne se comporte donc pas uniquement comme un tamis. Des particules de taille plus petite que le diamètre des pores du filtre peuvent également être éliminées. Le transport des particules à la surface des grains du filtre est fonction de différents paramètres physiques comme le matériau filtrant, la taille des grains, la porosité, l'épaisseur du lit filtrant, la vitesse de filtration et la viscosité. La concentration, la taille et la densité des matières en suspension jouent aussi un rôle. Les petites particules ($d < 1 \mu\text{m}$) sont transportées principalement par diffusion vers les grains du filtre, alors que les particules plus grandes le sont par sédimentation ou par capture par l'inertie des particules. L'efficacité de la filtration dépend du diamètre des particules qui affecte la fréquence des contacts entre particules et grains du filtre [60].

II.2.1. Types de filtration

Plusieurs types de filtration existent ; la filtration moyenne, la filtration tangentielle, la filtration en profondeur et la filtration sur gâteau (fig II.1).

- **Filtration moyenne**

Il s'agit d'un procédé qui permet de filtrer des particules de dimensions supérieures à une taille donnée. Dans ce procédé, les pores sont plus petits que les particules de la suspension à filtrer, ce qui conduit à une obturation rapide du filtre. Pour les particules de dimensions supérieures à $50 \mu\text{m}$, le filtre est utilisé comme tamis. Pour les petites particules, on utilise des membranes à tailles de pores bien déterminées. Cette méthode de filtration conduit à une obturation rapide du filtre ce qui nécessite des arrêts réguliers du processus de filtration pour nettoyer le filtre [61].

- **Filtration tangentielle**

Ce type de filtration consiste à faire sortir le fluide de la surface poreuse tangentiellement. Avec une pression du fluide donnée on peut contrôler le passage de particules solides en suspension dans la surface poreuse. Les particules solides restent dans le flux de circulation tangentielle. Ce type de filtration est réservé à des particules solides avec un diamètre inférieur au micron [61].

- **Filtration sur gâteau (cake)**

Ce type de filtration est rencontré lors de l'accumulation de fortes concentrations de particules en suspension sur une surface poreuse. Durant ce procédé, se produisent deux étapes : d'abord l'accumulation de particules solides sur des pores en surface, puis une filtration entre et à travers les particules suspendues. La forte accumulation de particules solides accélère le colmatage et le dépôt devient très important sur la surface [61].

- **Filtration en profondeur**

La filtration en profondeur consiste à faire passer la suspension à traiter à travers une masse poreuse composée d'une ou plusieurs couches de matériaux (par exemple sable, anthracite). Les pores entre les grains sont généralement de taille supérieure à la taille des particules, mais ces dernières se déposent entre les anfractuosités ou se collent à la surface des grains. La filtration en profondeur est largement utilisée dans les filières de traitement tertiaire en vue de la réutilisation : soit comme prétraitement avant une filtration membranaire, soit pour éliminer la pollution particulaire avant la désinfection.

La capture est le principal mécanisme responsable de l'élimination des plus grosses particules. Si les particules ont une taille supérieure à la taille des pores du média filtrant, elles sont retenues à la surface du filtre (tamisage mécanique). Si les particules ont une taille proche de celles des pores, elles commencent à pénétrer dans le massif filtrant et se déposent dans les interstices de façon aléatoire. D'autres mécanismes peuvent également entrer en jeu ; comme la sédimentation qui se produit lorsque les particules les plus denses se déposent sur le média par pesanteur, l'interception où les particules qui suivent les lignes de courant sont stoppées lorsqu'elles rentrent en contact avec la surface du média filtrant, et l'adhésion qui est l'agglomération des particules entre elles au sein du média filtrant [26].

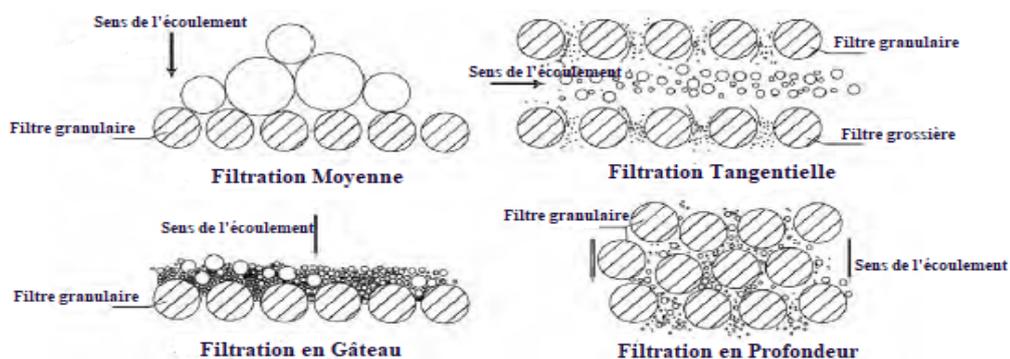


Figure II.1: Les différents types de filtration [61]

II.2.2. Les mécanismes de la filtration

Trois différents mécanismes gouvernent l'enlèvement de particules dans des filtres granulaires ; la formation de gâteau, l'enlèvement stérique et l'enlèvement physico-chimique (fig II.2).

L'enlèvement de particules par formation de gâteau a lieu lorsque les particules en suspension de taille équivalente ou supérieure à la taille des matériaux filtrants s'accumulent en surface du lit filtrant. Les procédés de filtration lente tirent profit de la formation de gâteau plus spécifiquement de *schmutzdecke* afin de permettre l'enlèvement de particules. Cependant, la formation de gâteau engendre des hausses importantes de pertes de charge, ce qui est peu souhaitable lors de l'opération sur filtres granulaires rapides.

L'enlèvement stérique est défini comme l'exclusion physique d'une particule ou d'un agrégat de particules dans un contexte où le diamètre des pores entre les grains est inférieur au diamètre de la particule. Ainsi, les particules sont retenues à des sites que l'on nomme site de constriction. Ce mécanisme est d'importance lorsque le ratio entre le diamètre des particules et le diamètre des grains est supérieur à 0,005.

L'attachement physico-chimique résulte d'une série d'interactions physico-chimiques entre les matériaux filtrants, l'eau et les particules en suspension. L'enlèvement de particules par filtration physico-chimique est couramment décrit en deux temps, soit le transport et l'attachement de particules [62].

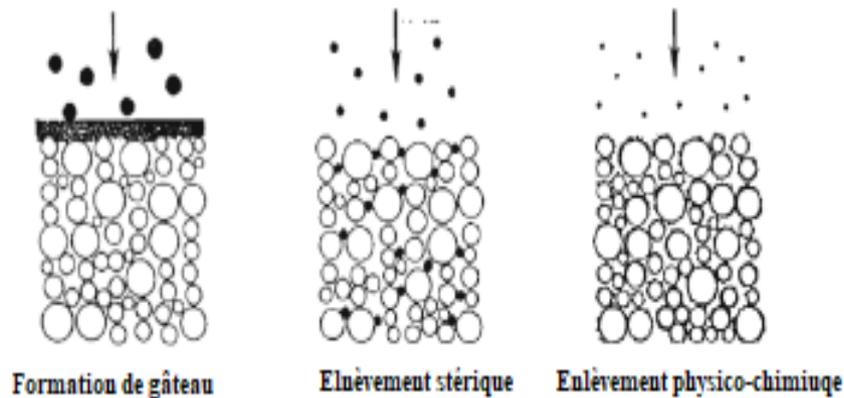


Figure II.2: Mécanismes d'enlèvement de particules en milieu poreux [62]

II.2.2.1. Le transport

Le transport de colloïdes en suspension vers le matériau filtrant peut être décrit par des forces physiques comme la vitesse d'écoulement, les forces gravitaires, la température et la taille des particules. Plus spécifiquement, cinq mécanismes permettent de décrire le

transport de particules qui entraînent une collision avec le grain soit la diffusion, l'interception, la décantation, l'inertie et l'effet hydrodynamique (fig II.3) [62].

- **Diffusion**

En l'absence des forces de surface, le dépôt de particules browniennes dans le filtre granulaire peut être considéré comme un processus de transfert de masse [61]. La diffusion est régie par le mouvement brownien. Ainsi, le transport par diffusion s'applique notamment aux petites particules ($< 1 \mu\text{m}$) et est fonction de la température de l'eau [62].

- **Interception**

En l'absence des forces de surface et d'inerties et si le rayon de la particule en suspension est plus grand que la distance entre les lignes d'écoulement qui contient la particule et le filtre granulaire, alors la particule entrera en contact avec la surface du filtre granulaire [61]. Au cours de ce processus, l'efficacité d'élimination du filtre est améliorée par la diminution de la taille des pores due à l'accumulation des particules déposées sur le média filtrant car les particules en suspension se déplaçant dans le filtre de dégrossissage sont empêchées de continuer vers l'avant en raison de la réduction de la taille des pores et en raison de la collision, sont rassemblées et perdent ainsi de l'énergie pour avancer [63].

- **Décantation/sédimentation**

Si on considère l'écoulement d'un fluide avec une vitesse constante dans un milieu poreux et une particule de densité plus grande que celle du fluide, cette particule peut être déviée des lignes de courant par l'effet de gravité [61]. Pour une sédimentation efficace et une agglomération naturelle de particules plus petites dans des particules plus grosses et plus lourdes, des conditions d'écoulement laminaire sont nécessaires, qui sont assurées par de faibles taux de filtration de dégrossissage. Ce procédé n'est pas efficace pour les particules colloïdales ($< 100 \text{ nm}$) en raison de leur faible densité [63].

- **Inertie**

Lorsqu'une ligne d'écoulement du fluide passe près du collecteur, elle tend à dévier. Si une particule suit cette ligne d'écoulement, et si elle a une inertie suffisante, elle va continuer son mouvement en ligne droite. Ce mouvement va causer sa collision avec le collecteur [64]. L'inertie est cependant considérée comme négligeable en filtration de l'eau contrairement à la filtration de l'air [62].

- **Effet hydrodynamique**

Le transport de colloïdes en milieu poreux est aussi influencé par l'effet hydrodynamique. La turbulence est responsable du transport des colloïdes à l'extérieur des lignes d'écoulement ce qui peut provoquer une collision avec la surface d'un grain [62]. Les forces hydrodynamiques jouent un rôle important pour éviter la stagnation de l'eau et favoriser un écoulement continu de l'eau dans le lit filtrant à travers les pores du média filtrant. Au cours de ce processus, l'eau qui coule entoure chaque grain de gravier unique sur son chemin à travers le média filtrant. Cela entraîne des changements dans les lignes d'écoulement, passant de droite à courbe, autour des grains de gravier et un changement de la

vitesse de l'eau a lieu. Cette modification du schéma d'écoulement de l'eau et des forces hydrodynamiques rapproche les particules des grains du filtre vers la zone de repos, ce qui permet le dépôt des particules sur le matériau du filtre [63].

- **Mécanismes de fixation**

Lors de la fixation, les particules en suspension et colloïdales entrent en contact avec le gravier et sont maintenues par des forces électrostatiques et d'attraction de masse (adsorption). Ces deux forces soutiennent le règlement des particules sur une courte distance à la surface du grain. Pour ces raisons, ces deux forces sont importantes dans le dégrossissage des filtres. C'est le moyen le plus probable par lequel les micro-organismes sont retenus par les filtres grossiers [63].

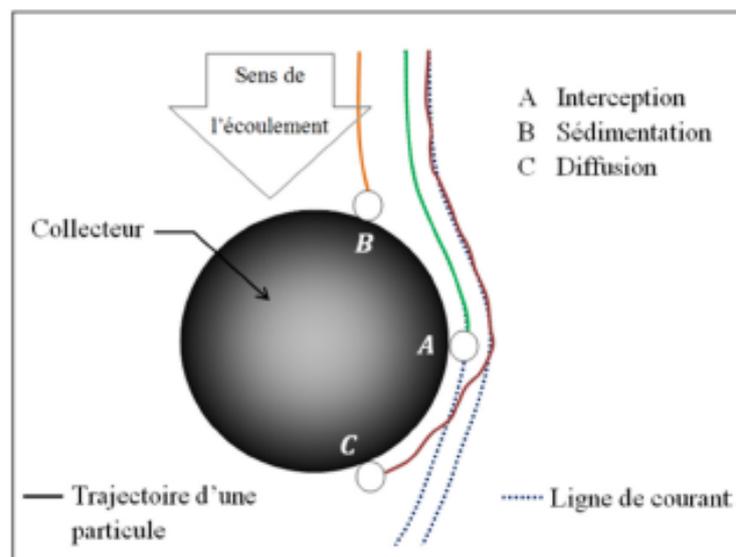


Figure II.3: Mécanismes de capture des particules par un collecteur sphérique [64]

Malgré la présence de cinq mécanismes, il est à noter que le transport des particules dans un filtre granulaire est dominé par trois d'entre eux : la diffusion, l'interception et la sédimentation. Par ailleurs, l'importance de l'interception et de la sédimentation augmente en fonction de la taille des particules. À titre d'exemple, le transport des kystes et des oocystes est plutôt dominé par la décantation [62].

II.2.2.2.Attachement

Le mécanisme d'attachement est principalement fonction des forces surfaciques qui conduisent à la capture des particules par le filtre granulaire. Le type de forces impliquées dans l'attachement sont les forces électrostatiques, les forces de Van Der Waals, ou des interactions de type pont chimique de surface (tableau II.1). On distingue deux catégories de forces d'attachement dépendant de la distance minimale « d » entre la surface des particules et du filtre granulaire ; les forces de longue portée si d est proche de 100 nm, et les forces de courte portée si d est supérieure à 5nm [61].

Les forces de longue portée exercent des forces de répulsion et d'attraction sur les colloïdes en suspension jusqu'à une distance de 100 nm. À cette distance les forces de Van der Waals exercent des forces généralement attractives, tandis que des forces attractives et répulsives électrostatiques associées à la double couche électrique sont aussi ressenties. À l'opposé, les forces de courte portée s'exercent à une distance de 5 nm. Celles-ci correspondent aux forces répulsives de Born et aux forces d'hydratation. L'attachement d'un colloïde au grain a lieu lorsque la force résultante de la somme des forces de Van der Waals, de la double couche électrique, des forces répulsives de Born et d'hydratation est attractive [62].

Tableau II.1: Modèles théoriques pour la modélisation de la performance de la filtration [62]

Equation	
Transport unidimensionnel des particules en milieu poreux homogène et saturé en eau	$\frac{\partial C}{\partial t} + \frac{\rho_b}{\theta} \frac{\partial s}{\partial t} = D \frac{\partial^2 S}{\partial x^2} - v \frac{\partial C}{\partial x}$
Concentration de microorganismes en suspension en fonction de la profondeur du lit filtrant selon la théorie classique de filtration des colloïdes	<p style="text-align: center;">Avec :</p> $C(x) = C_0 \exp\left(\frac{k_d}{v}\right)$ $k_d = \frac{a}{2} v \eta$ $\eta = \alpha \eta_0$ $\alpha = -\frac{2}{a(1-\theta)L\eta_0} \ln\left(\frac{C}{C_0}\right)$ $\eta_0 = 2.4 A_S^{1/a} N_{pe}^{-0.715} N_R^{-0.081} N_{vdw}^{0.052} + 0.55 A_S N_R^{1.675} + N_A^{0.125} + 0.22 N_R^{-0.24} N_G^{1.11} N_{vdw}^{0.05a}$ $A_S = \frac{2\left(1 - (1-\theta)^{\frac{5}{a}}\right)}{2 - 3y + 3y^5 + 2y^6}$ $N_{pe} = \frac{U d_c 6\pi\mu a_p}{kT}$ $N_{vdw} = \frac{A}{kT}$

	$N_R = \frac{d_p}{d_c}$ $N_A = \frac{A}{12\pi\mu a_p^2 U}$ $N_G = \frac{2 a_p^2 (\rho_p - \rho_f) g}{9 \mu U}$
L'attachement physico-chimique en fonction de la profondeur	$S(x) = \frac{t_0 \theta k_d C_0}{\rho_b} \exp\left(\frac{k_d}{v} x\right)$

Définition des symboles	<p>C : Concentration de microorganismes</p> <p>t : Temps</p> <p>D : Coefficient de dispersion hydrodynamique</p> <p>x : Distance parcourue dans le lit filtrant</p> <p>v : Vitesse interstitielle</p> <p>ρ_b : Densité du grain sec</p> <p>θ : Porosité</p> <p>s : Concentration de microorganismes retenue par le lit filtrant</p> <p>C_0 : Concentration de microorganismes initialement injectée</p> <p>t_0 : Temps d'injection</p> <p>k_d : Taux de rétention des particules</p> <p>d_c : Diamètre du grain</p> <p>η : Efficacité d'enlèvement d'un seul grain</p> <p>α : Efficacité d'attachement</p> <p>η_0 : Efficacité de collision d'un seul grain</p> <p>L : Profondeur du filtre</p> <p>A_S : Paramètre dépendant de la porosité selon le modèle de Happel</p> <p>N_{pe} : Nombre de Peclet</p> <p>N_{vdw} : Nombre de van der Waals</p> <p>N_R : Facteur de forme</p> <p>N_A : Nombre d'attraction</p> <p>N_G : Nombre de gravité</p> <p>K : Constante de Boltzmann</p> <p>T : Température absolue</p> <p>a_p : Rayon de la particule</p> <p>μ : Viscosité de l'eau</p> <p>A : Constante de Hamaker</p> <p>d_p : Diamètre de la particule</p> <p>ρ_p : Densité de la particule</p> <p>ρ_f : Densité de l'eau</p> <p>g : Force gravitationnelle</p>
-------------------------	--

Tableau II.2: Equations qui gouvernent l'écoulement à travers un pore [65]

Equation	
Equation de Navier-Stokes	$\frac{\partial \rho_f}{\partial t} = -\nabla \cdot (\rho_f u)$

Régime d'écoulement	$Re = \frac{\rho_f u \cdot \nabla u}{\mu \nabla^2 u} \simeq \frac{UL}{\nu}$
Nombre de Stokes	$St = \frac{\tau_v U}{d_T}$
Nombre de Mach	$M = \frac{V_R}{c}$
Le débit de Hagen-Poiseuille pour un écoulement laminaire	$Q = \frac{\pi R_1^4 \Delta p}{8\mu L}$
Le principe de Bernoulli	$H = z + \frac{p}{\gamma_f} + \frac{V^2}{2g}$
Loi de Darcy	$q = \frac{k}{\mu} \nabla H$
Définition des symboles	<p>ρ_f : Densité du fluide u : Vitesse du fluide L : Caractéristique de longueur U : Caractéristique du fluide μ : Viscosité absolue du fluide ν : Viscosité cinématique du fluide τ_v : Temps de relaxation de la particule d_T : Diamètre de col V_R : Vitesse du fluide relative au média c : Vitesse du son à l'intérieur du média p : Pression piézométrique R_1 : Rayon d'un canal circulaire Q : Le débit g : L'accélération gravitaire z : L'altitude γ_f : Poids spécifique du fluide V : La vitesse du fluide H : La hauteur piézométrique q : Le débit spécifique ∇H : Le gradient hydraulique k : La perméabilité</p>

II.2.3. Caractéristiques du média filtrant

La taille des grains est la principale caractéristique du média filtrant qui impacte l'efficacité de la filtration. Ce paramètre influence non seulement les pertes de charge initiales (à l'eau claire), mais aussi la vitesse de colmatage pour un effluent donné. Si la taille des grains est trop faible, l'énergie nécessaire pour surmonter les forces de friction dans le lit filtrant sera élevée, ce qui correspond à un gaspillage. Au contraire, si la taille des grains est trop élevée la majorité des particules de petite taille ne sera pas retenue par le filtre. La distribution granulométrique des grains a également son importance, car

l'agencement des grains s'effectue selon un gradient de taille en fonction de la profondeur dans le massif filtrant. La porosité augmente donc avec la profondeur. Les matériaux les plus utilisés sont constitués de grains de forme régulière, comme le sable ou l'antracite. Plusieurs couches peuvent être assemblées. Dans ce cas, il est nécessaire que les caractéristiques des deux matériaux permettent leur mise en expansion simultanée pendant le lavage, puis leur reclassement différencié à la fin du lavage [66].

- **Granulométrie et diamètre effectif**

L'analyse granulométrique (EN 933-1, [67]) permet la détermination du matériau granulométrique et répartition des grains dans un matériau granulaire. Cette analyse consiste en fractionnement du matériau par des écrans à ouverture différente qui sont définis par les normes EN 933-2. Avec l'analyse granulométrique, certains paramètres peuvent être déterminés, tels que diamètre effectif, diamètre moyen, coefficient d'uniformité et teneur en particules fines [10].

Le diamètre effectif est défini comme la maille laissant passer 10 % (en poids) du matériau. Le diamètre effectif correspond donc à la taille minimale des grains représentant 90 % du poids du matériau. Le coefficient d'uniformité donne une indication quant à l'homogénéité granulométrique des particules de sable. Il est défini par le rapport entre la maille laissant passer 60 % (en poids) du matériau et le diamètre effectif [26].

Plus le diamètre effectif est faible, meilleure sera la qualité du traitement. Un compromis devra néanmoins être trouvé en prenant en compte la fréquence des lavages, car plus la taille effective sera faible, plus le colmatage sera rapide. En général, la taille effective la plus couramment utilisée est de 0,95mm [68].

- **Forme des particules**

Les formes des grains de matériau sont déterminées par des forces mécaniques et chimiques. L'action chimique et l'abrasion augmentent avec l'âge et les sables plus anciens ont tendance à être plus ronds malgré tout de la taille des particules. Plus la particule est grande (généralement en granulométrie > 0,4 mm), plus imperfections et fractures cassantes. Inversement, les particules plus petites sont plus fortes en raison de l'absence d'imperfections [10].

Une forme ronde des grains améliore la qualité du traitement : ces grains de sables s'imbriquent mieux les uns dans les autres que les grains anguleux, ce qui diminue les espaces entre les grains, et donc améliore l'effet de tamisage. On préférera donc un sable de rivière roulé par rapport à un sable de mer broyé présentant des arêtes vives [68].

II.2.4. La filtration sur sable

La filtration peut jouer plusieurs rôles au sein de la filière de traitement en fonction des caractéristiques du matériau filtrant utilisé et des conditions de mise en œuvre. Son

application première est de retenir les particules en suspension dans l'eau, existant dans l'eau brute ou qu'elles aient été formées lors des étapes préalables de traitement (oxydation, coagulation-floculation). La filtration peut aussi servir à l'élimination biologique de certains composés ou à l'adsorption de micropolluants. La filtration à sable est le type de filtre le plus utilisé dans le traitement des eaux de consommation [68].

La filtration sur sable est classée en deux grandes catégories : la filtration lente et la filtration rapide sur sable. Les principales différences entre ces deux types de filtres à sable sont le processus de traitement et les débits. Dans la filtration lente sur sable, le processus de traitement est de nature biologique où, comme dans le filtre à sable rapide, implique un processus de filtration en profondeur pour le traitement physique de l'eau brute. Cependant, les filtres à faible teneur en sable présentent l'avantage de produire de l'eau microbiologiquement "sûre" qui ne nécessite normalement pas de désinfection supplémentaire pour inactiver les bactéries. Cependant, l'ajout d'un désinfectant pour fournir un résidu pour le système de distribution est toujours conseillé. Les filtres à sable lents ralentissent les débits, nécessitent de grandes étendues de terrain et nécessitent une main-d'œuvre relativement importante à exploiter et à entretenir par rapport aux filtres à sable rapides [63].

II.2.4.1.Filtration lente sur sable

La filtration lente sur sable est un processus biologique et physique de traitement de l'eau potable, et des améliorations significatives peuvent être apportées aux qualités microbiologiques, physiques et chimiques pour obtenir une eau d'effluent adaptée à la consommation humaine. Pendant plus de 200 ans, la filtration lente sur sable a été signalée comme un moyen efficace de traiter l'eau pour le contrôle des contaminants microbiologiques dans l'eau des petites et des grandes communautés [63].

Les filtres à sable lents ont traditionnellement été conçus avec un lit de sable initialement d'environ 1m de profondeur. La taille efficace du sable filtrant varie d'environ 0,15 à 0,35 mm, il est recommandé que le coefficient d'uniformité soit inférieur à 5 et de préférence inférieur à 3. Les taux de filtration sont généralement compris entre 0,1 et 0,3 m/h. Dans un filtre à sable lent, le lit filtrant est constitué d'un milieu de grande surface qui peut être colonisé par des microorganismes suppressifs. L'efficacité de la filtration lente sur sable dépend de la distribution granulométrique du sable, du rapport de la surface de la profondeur du filtre et du débit d'eau à travers le filtre [69].

La filtration lente sur sable fonctionne selon deux mécanismes ; la filtration mécanique des bactéries à travers les grains de sable et l'adsorption des bactéries sur une couche de biofilm appelée schmutzdecke, qui se forme sur les premiers centimètres du filtre à sable. Une particule de sable fin mesure environ 60 μm et la distance entre les grains de sable est encore plus petite. Les bactéries sont souvent légèrement plus grandes que les espaces entre le sable.

Lorsque l'eau passe à travers le filtre à sable lent, certaines bactéries seront piégées dans les espaces entre le sable, et l'eau continuera à passer. Les bactéries piégées contribueront alors à la couche de biofilm « schmutzdecke ». L'aspect le plus important d'un filtre à eau à sable lent est la couche de biofilm. La filtration mécanique des micro-organismes dans le sable n'est pas aussi efficace que les processus de filtration qui se produisent dans le schmutzdecke, qui se compose de bactéries, d'algues et d'autres organismes à cellule unique ou multiple. L'efficacité de filtration initiale sans couche de schmutzdecke est d'environ 60%. Au fur et à mesure que de plus en plus de micro-organismes traversent le schmutzdecke, de nouveaux micro-organismes adhèrent à la matière biologique précédemment déposée et accumulée dans les couches supérieures du sable. Le processus de filtration s'améliore au fil du temps, car « la maturité » du lit de sable est un facteur critique influençant l'élimination des particules et des micro-organismes. Une couche de biofilm efficace prend entre une à trois semaines pour se développer [70].

La régénération du filtre se produit après le nettoyage ou toute autre interruption affectant l'activité biologique du schmutzdecke et du filtre. Le nettoyage des filtres à sable lents consiste soit à racler et à éliminer les premiers centimètres de sable, soit à « herser les filtres ». Le hersage par filtre est un processus par lequel les particules déposées du schmutzdecke sont remises en suspension et l'eau trouble est remplacée par de l'eau propre. Lors du hersage par filtre, une partie de la population biologique du lit de sable est préservée et, par conséquent, le temps de re-maturation est inférieur à celui requis après le grattage. La pratique générale dans les filtres à sable lents continus est de rediriger le débit vers un autre lit de sable après le nettoyage. Cela laisse suffisamment de temps pour que la maturation du filtre se produise sans compromettre la qualité de l'eau des effluents [71].

La performance des filtres à sable lents dépend fortement de la qualité de l'eau brute, de la température, de l'activité biologique du schmutzdecke, du niveau d'oxygène dans le filtre, de la diversité des espèces biologiques, des débits, de la teneur en matière organique et de la maintenance du filtre. En pratique, quelques centimètres du Schmutzdecke sont régulièrement grattés, lorsque la résistance du lit filtrant devient trop élevée. La filtration lente sur sable est moins efficace tant que le Schmutzdecke n'est pas restauré. La prédominance d'algues filamenteuses dans le Schmutzdecke augmente le taux de filtration, diminue la résistance et peut potentiellement nuire aux performances de filtration [63].

Deux autres variables peuvent altérer l'efficacité d'un filtre à sable lent ; la taille des particules de sable et l'uniformité des particules de sable. L'uniformité des particules de sable est représentée par le coefficient d'uniformité, qui est tout aussi important que la taille des grains de sable. Le coefficient d'uniformité du sable est défini comme un rapport: la taille à laquelle 60% (en poids) d'un échantillon de sable passe à travers un tamis, divisée par la taille à laquelle 10% du même échantillon (en poids) passe à travers un tamis. Un coefficient d'uniformité de 1 indique que toutes les particules ont la même taille. Au fur et à mesure que le nombre augmente en taille, la différenciation devient plus grande et la qualité du sable devient moins souhaitable pour une utilisation dans un filtre à sable lent. Les particules de sable doivent être de taille très similaire afin de maximiser

l'efficacité du filtre. S'il y a une grande variabilité dans les tailles des grains de sable, les plus petites particules de sable rempliront les espaces entre les plus grosses particules, ce qui pourrait obstruer le filtre [70].

II.2.4.2. Filtration rapide sur sable

Les filtres rapides sont utilisés comme méthode majeure de purification de l'eau en combinaison avec la floculation, la coagulation, la sédimentation, la filtration et la désinfection dans les pays développés. Ces filtres sont largement utilisés comme procédure de prétraitement efficace pour améliorer la qualité de l'eau avant de faire progresser le processus de traitement de l'eau, comme les membranes d'osmose inverse dans les usines de dessalement. Le média filtrant dans les filtres à sable rapides est principalement du sable plus grossier que les filtres à sable lents ayant une taille effective généralement supérieure à 0,55 mm.

Les filtres à gravité et à pression sont les principaux types de filtres à sable rapides. La floculation et l'adsorption avant le filtre à sable rapide sont généralement utilisées pour améliorer l'élimination des agrégats particuliers formés par des procédures de coagulation. Cependant, en cas de charges solides en suspension plus élevées, un nettoyage plus fréquent du filtre est nécessaire. Le compartiment du filtre est rempli de sable et de gravier jusqu'à une hauteur de 1,5 à 2 mètres. L'eau est acheminée vers le haut du lit de sable et filtrée lorsqu'elle s'écoule à travers les couches de sable et de gravier calibrés. Un système de tuyaux perforés sur le fond draine la chambre. Le processus de filtration est similaire aux filtres à sable lents, à l'exception d'un traitement biologique minimal dans le lit filtrant en raison du temps de rétention réduit et des débits élevés [63].

II.2.5. Colmatage

Le colmatage est défini comme une diminution de la perméabilité. Dans le cas des ouvrages de filtration, il résulte de mécanismes complexes, combinant des processus à la fois physiques, chimiques et biologiques. Plus la granulométrie du support de filtration est petite, plus le milieu est capable de retenir les matières en suspension présentes dans l'eau qui s'infiltrer. Ces particules sont piégées par des mécanismes physiques de filtration dans les pores. Les particules les plus grossières s'accumulent superficiellement, et les particules plus fines peuvent pénétrer plus profondément. Ainsi, le colmatage est dû en premier lieu à ce dépôt de particules en surface et dans les interstices du milieu [72].

La présence d'un léger colmatage généré par l'accumulation de biomasse et de matières en suspension favorise la performance du filtre au début de l'opération. La taille des pores dans la couche supérieure est partiellement réduite par les matières particulières, et le réseau entre ces matières retenues favorise le renouvellement de la biomasse générée pour obtenir une infiltration plus uniforme. Le temps de rétention hydraulique joue un rôle important dans le processus de purification, un léger colmatage réduit la conductivité hydraulique initiale donc le temps de séjour hydraulique augmente par rapport au lit «propre», ce qui augmente les chances d'adsorption des polluants, la biodégradation du

carbone organique par des bactéries hétérotrophes et l'adhérence bactérienne. De plus, la communauté microbienne (bactéries nitrifiante et dénitrifiante) développée dans filtre à sable est également responsable de la biotransformation des nutriments polluants.

Cependant, le colmatage est souvent reconnu comme problématique dans le bon fonctionnement du filtre qui engendre une augmentation des pertes de charge, une diminution de la conductivité hydraulique et de l'infiltration à travers le milieu. Lorsque le milieu est saturé, l'évolution du taux d'infiltration au cours du temps consiste en trois phases successives; 1) la phase aérobie avec une diminution rapide du taux d'infiltration accompagnée par une réduction de l'oxygène dissous, 2) la phase transitionnelle avec une légère augmentation du taux d'infiltration accompagnée d'un faible taux de concentration en oxygène dissous, et 3) la phase anaérobie dans laquelle le taux d'infiltration décroît rapidement jusqu'au colmatage. Durant le processus de décomposition de la matière organique sous l'action des bactéries hétérotrophes, l'oxygène dissous dans la phase liquide est consommé. Quand l'air ne pénètre plus dans le média, la minéralisation aérobie pourrait être interrompue. En présence d'un important colmatage, la microflore devient spécifique et moins diverse et le milieu s'appauvrit en oxygène et s'enrichit en dioxyde de carbone. Le manque d'oxygène dissous bloque la nitrification, et l'accumulation de matière organique réduit la durée de vie du filtre [10].

II.2.6. Biofilm

Les biofilms sont associés à l'adhésion des micro-organismes entre elles, qui peuvent se développer sur tous types d'interface solide-liquide. Leur structure est assez complexe et hétérogène contenant des micro-colonies qui sécrètent des matrices d'exopolysaccharides (EPS). Les biofilms sont couramment utilisés pour le traitement des eaux usées dans les procédés de cultures fixes. Ils jouent un rôle majeur en tant que réacteurs bio-physico-chimiques dans l'environnement. Ils participent au contrôle de la concentration de matière organique et des contaminants métalliques dans les écosystèmes naturels et anthropiques [17]. Le développement du biofilm commence dans des conditions favorables, suivi de plusieurs étapes ; l'attachement, prolifération et accumulation, maturation et détachement (fig II.4).

- **Attachement**

L'adhésion des bactéries à la surface nécessite un rapprochement qui est assuré en les transportant du fluide vers la surface. Dans un système hydrodynamique, le transfert des bactéries vers la surface sera assuré à la fois par convection et. Ce transfert sera plus rapide et influencé par la vitesse et la nature du débit. Dans ce cas, plus la vitesse du fluide est élevée, plus le transport par convection sera élevé. La concentration en nutriments près de la surface du biofilm favorise sa croissance. L'adhérence des bactéries au support dépend des propriétés du support et des propriétés de la paroi cellulaire des bactéries (caractère hydrophile / hydrophobe, charge, forces et liaisons physiques et électrostatiques qui varient en fonction de l'espèce bactérienne et des facteurs environnementaux. Production d'EPS et

présence de protéines d'attachement et de motilité sont des facteurs importants d'adhésion bactérienne [17].

- **Prolifération et accumulation**

Le revêtement initial des cellules et EPS sont établis ce qui favorise la croissance des cellules à l'intérieur du film initial. Les cellules obtenues à partir des divisions cellulaires forment des grappes ou des communautés de bactéries. L'hétérogénéité du biofilm augmente lors de l'accumulation et il n'y a pas nécessairement seulement une couche uniforme [10].

- **Maturation**

Une fois attachés à la surface, les micro-organismes commencent à se multiplier et produisent des EPS pour former le squelette du biofilm. Ces EPS vont se former en surface, et des complexes assureront l'adsorption d'autres bactéries ce qui permet d'augmenter l'épaisseur du biofilm. Le biofilm commence à se développer par division et multiplication des bactéries.

À ce stade, la multiplication des bactéries et la croissance du biofilm sont fortement liées aux facteurs environnementaux. L'épaisseur maximale du biofilm est atteinte pendant la phase de maturation. Cette phase est caractérisée par un équilibre qui se crée entre la biomasse qui croît en présence de substrat et celle qui se détache du biofilm sous l'action des forces hydrodynamiques. Les cellules détachées sont véhiculées par le flux et peuvent à nouveau coloniser le système [17].

- **Détachement**

Lorsque le biofilm atteint le stade de maturité, le manque de nutriments, l'âge du biofilm, la quantité de biomasse fixée, les contraintes physiques, chimiques et biologiques et les conditions hydrodynamiques jouent un rôle très important dans la structure, la densité et l'épaisseur du biofilm, puis son activité et les phénomènes de transfert.

Le processus de détachement est régi par des facteurs biotiques et abiotiques: métabolisme, forces de cisaillement et stress environnemental. Les forces de cisaillement du biofilm le détachement sont l'érosion (perte de petites parties du biofilm causée par l'écoulement du liquide), l'abrasion (causée par collision entre le biofilm et de petites particules solides) et la mue (perte d'une grande partie de biofilm causé par des changements brutaux d'environnement). Cependant, il est généré par la collision de particules solides avec le biofilm. Contrairement aux deux premiers mécanismes, la mue provoque le détachement de gros agrégats ce qui augmente l'hétérogénéité du biofilm. Les limitations des nutriments et de l'oxygène peuvent être à l'origine de ce processus [17, 10].

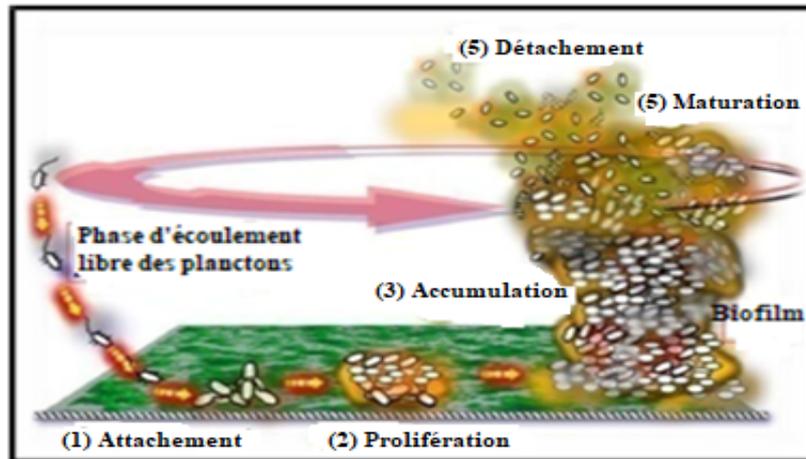


Figure II.4: Etapes de développement du biofilm [17]

II.3.L'adsorption

L'adsorption est un phénomène de surface par lequel une substance (soluté ou adsorbat) présente dans une solution est extraite de la phase liquide ou gazeuse et concentrée sur la surface d'un matériau solide (adsorbant). Cette séparation peut se faire selon deux types de mécanisme : l'adsorption physique (physisorption) et l'adsorption chimique (chimisorption). L'adsorption physique (fig II.5) correspond à la fixation des molécules d'adsorbat sur la surface d'adsorbant qui se fait essentiellement par les forces de type de Van der Waals. Aucune interaction chimique des molécules adsorbées et l'adsorption n'est observée, elle se produit sans modification de la structure du matériau et est parfaitement réversible ; où les molécules adsorbées peuvent être facilement désorbées en diminuant la pression ou en augmentant la température [73].

Quant à l'adsorption chimique, le processus résulte d'une réaction chimique avec formation de liens chimiques entre les molécules d'adsorbat et la surface d'adsorbant. L'énergie de liaison est beaucoup plus forte que dans le cas de l'adsorption physique et le processus est beaucoup moins réversible et même parfois irréversible. La formation de liens chimiques qui peut modifier la nature de l'adsorbat (ruptures de liaison) a lieu entre une molécule adsorbée et une position particulière de l'adsorbant (site chimiquement actif) [20].

La faculté d'une substance à être adsorbée sur des matières organiques est estimée par le coefficient de partage octanol-eau $\log K_{ow}$, qui donne une estimation du caractère lipophile d'une substance. Plus la valeur de ce coefficient est grande, plus la substance possède une affinité avec l'octanol, et par conséquent, cette valeur indique une affinité élevée avec les matières solides organiques que sont les agrégats bactériens (flocs de boues activées) ou avec les MES des eaux usées [74].

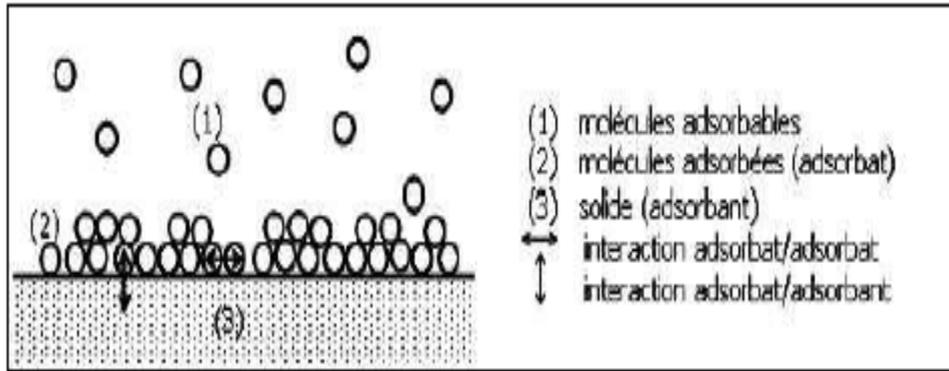


Figure II.5: Adsorption physique [75]

II.3.1. Mécanismes d'adsorption

Au cours de l'adsorption d'une espèce sur un solide, le transfert de masse se fait de la phase fluide vers le centre de l'adsorbant. Ce mécanisme s'opère sur quatre étapes (fig II.6):

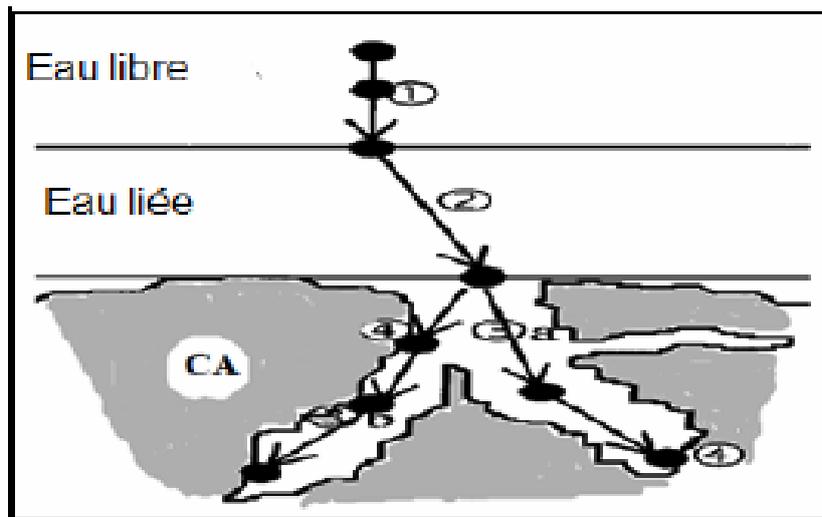


Figure II.6: Schéma du mécanisme d'adsorption [76]

- **Étape 1 :** Transfert de masse externe (diffusion externe) qui correspond au transfert du soluté (molécules de la phase liquide) du sein de la solution à la surface externe des particules, les molécules doivent traverser la couche de diffusion autour des grains d'adsorbants pour arriver à la surface de ces derniers. Le transfert de matière externe dépend des conditions hydrodynamiques de l'écoulement d'un fluide dans un lit d'adsorbant [77, 75].
- **Étape 2 :** Transferts de masse interne (diffusion interne macroporeux et microporeux) qui a lieu dans le fluide remplissant les pores ; les molécules se

propagent de la surface des grains vers leur centre à travers les pores. Ces transferts sont généralement décrits par des coefficients de diffusion effectifs qui regroupent plusieurs phénomènes de migration (diffusion moléculaire, diffusion de Knudsen, écoulement de Poiseuille) [77].

- **Étape 3** : Cinétique d'adsorption intrinsèque : les molécules s'adsorbent en surface avec une vitesse finie. Cette étape est très rapide pour l'adsorption physique [78].
- **Étape 4** : L'adsorption sur les sites actifs, sur la surface interne de l'adsorbant (dans les micropores) [75].

II.3.2. Cinétique d'adsorption

Les cinétiques d'adsorption permettent de décrire la cinétique du système jusqu'à l'équilibre entre le soluté et l'adsorbant, permettent aussi l'étude de la vitesse de l'adsorption, et de déterminer si elle est rapide ou bien lente. Elles sont décrites de manière empirique par des modèles mathématiques, parfois complexes. Ces équations permettent dans certains cas de mieux comprendre les mécanismes qui ont lieu à l'interface soluté-adsorbant en termes de diffusion et/ou de réaction. La détermination de l'étape limitant entre réaction et diffusion est une phase primordiale pour la détermination de la cinétique globale. De manière générale l'étape de réaction est reconnue comme très rapide et le transport de la substance vers le pore est généralement limitant [74, 79].

Trois modèles sont fréquemment utilisés dans la littérature pour la détermination de la cinétique d'adsorption, à savoir ; le modèle pseudo-ordre 1, le modèle pseudo-ordre 2 et les modèles de diffusion (voir tableau II.3)

- **Modèle pseudo-ordre 1**

Il est le plus ancien des modèles cinétiques, et a été proposé par Lagergren en 1898 établi pour l'adsorption en phase liquide. L'hypothèse principale de ce modèle est de considérer l'adsorption comme limitée par la formation d'une liaison entre soluté et site actif et que l'adsorption est réversible. La sorption est d'autant plus rapide que le système est loin de l'équilibre [80].

- **Modèle pseudo-ordre 2**

Ce modèle a été développé par Ho et McKay (1998) pour traduire un équilibre entre espèce en solution et espèce adsorbée. Il suggère l'existence d'une chimisorption, ainsi qu'une hétérogénéité des sites de fixation, une énergie d'adsorption constante et une indépendance du taux de recouvrement des sites et aucune interaction entre les molécules adsorbées. 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.

Ce modèle est basé sur l'hypothèse que l'adsorption se déroule sur des sites localisés et il n'y a pas d'interaction entre les molécules adsorbées, que la vitesse de désorption est

négligeable devant celle d'adsorption, et que le maximum d'adsorption correspond à la formation d'une monocouche d'adsorbats sur la surface de l'adsorbant [80, 75].

- **Diffusion intraparticulaire**

Lorsque l'adsorption n'est pas limitée par la réaction entre soluté et site actif mais par la diffusion du soluté à l'intérieur du matériau, la quantité de soluté adsorbée varie en fonction de la racine carrée du temps. L'étape qui détermine la vitesse de la réaction et contrôle le processus d'adsorption est l'étape la plus lente qui serait soit la diffusion externe (à travers le film liquide) ou la diffusion dans les pores du solide adsorbant [76].

- **Diffusion externe**

La première étape de l'adsorption est la diffusion externe. Il s'agit du transfert d'un soluté de la phase liquide vers la phase solide. Ce modèle permet d'évaluer si la diffusion externe est un facteur limitant lors de l'adsorption (résistance de la couche limite) [80].

- **Modèle d'Elovich**

L'équation d'Elovich est l'un des modèles les plus utilisés pour décrire une chimisorption activée, mais elle ne donne aucun mécanisme d'interaction précis adsorbat-adsorbant [80].

Tableau II.3: Modèles de la cinétique d'adsorption [80]

Modèle	Equation
Pseudo-ordre 1	$\frac{dq(t)}{dt} = k_1 \cdot (q_{eq} - q(t))$
Pseudo-ordre 2	$\frac{dq(t)}{dt} = k_2 \cdot (q_{eq} - q(t))^2$
Diffusion intraparticulaire	$q(t) = k_{d,intra} \cdot t^{1/2} + C_{EP}$
Diffusion externe	$-\frac{dC_t}{dt} = k_{ed} \left(\frac{a}{V_s}\right) (C_t - C_e)$
Elovich	$\frac{dq}{dt} = \alpha' \exp(-\beta'' q_t)$
Définition des symboles	<p>$q(t)$: Quantité de soluté adsorbé au temps t q_{eq} : Quantité de soluté adsorbé à l'équilibre k_1 et k_2 : Constante cinétique $k_{d,intra}$: Constante de diffusion intra-particulaire C_{EP} : Constante représentative de l'épaisseur de la couche limite de diffusion C_e : Concentration à l'équilibre du soluté en solution V_s : Volume de solution a : L'aire de l'interface solide/liquide α' : Taux initial d'adsorption β'' : Constante liée à la surface externe et à l'énergie d'activation de la chimisorption et la chaleur</p>

	d'adsorption
--	--------------

II.3.3. Isothermes d'adsorption

Les isothermes d'adsorption permettent l'étude d'un équilibre entre deux phases, à température constante, elles sont représentées par une courbe reliant la concentration de soluté dans la solution et la quantité de soluté adsorbée sur un solide en équilibre avec cette solution. Les isothermes d'adsorption sont utilisées pour comprendre les mécanismes d'équilibre entre adsorbat et adsorbant en traçant la quantité de soluté adsorbé en fonction de la concentration à l'équilibre. Elles peuvent être simulées par un modèle empirique (Freundlich) ou par un modèle théorique (Langmuir) (tableau II.4) [80].

II.3.3.1. Isotherme de Langmuir

C'est un modèle largement utilisé. Il décrit la plupart des réactions d'adsorption. Il est basé sur l'hypothèse que le nombre de sites d'adsorption sur la surface est limité, qu'un site ne peut adsorber qu'une seule molécule, que la surface est recouverte au maximum par une couche et est énergiquement homogène, que la réaction d'adsorption est réversible, et qu'il n'y a pas d'interaction latérales entre les molécules adsorbées [81].

II.3.3.2. Isotherme de Freundlich

Freundlich représente une adsorption non-idéale sur des surfaces hétérogènes ainsi qu'une adsorption multicouche, il est basé sur l'hypothèse que les molécules sont distribuées sur la surface selon la loi de Boltzmann et que les énergies d'adsorption sont très supérieures à l'énergie thermique. L'équation de Freundlich a été utilisée avec succès pour ajuster les données expérimentales pour de nombreux systèmes liquide-solide, mais l'un des principaux inconvénients de cette équation, est qu'elle ne tend pas vers une valeur limite lorsque la concentration d'équilibre augmente [81, 79].

II.3.3.3. Isotherme de Redlich-Peterson

Le modèle de Redlich-Peterson combine les éléments des deux modèles de Langmuir et Freundlich. Il est appliqué surtout quand le mécanisme d'adsorption est hybride quand l'adsorption est homogène et hétérogène en même temps et qu'elle ne suit pas une isotherme de type monocouche idéale [82].

II.3.3.4. Isotherme de Temkin

Ce modèle est basé sur l'hypothèse que la chaleur d'adsorption due aux interactions avec l'adsorbat décroît linéairement avec le taux de recouvrement, lors de l'adsorption en phase gazeuse. Ce modèle a été utilisé en phase liquide, en traçant qe en fonction de $\ln(Ce)$ [75].

II.3.3.5. Isotherme de Sips

Le modèle de Sips pour de faibles concentrations est réduit au modèle de Freundlich ; et à de fortes concentrations, le modèle de Sips prédit la capacité d'adsorption en monocouche,

qui est une spécificité de l'isotherme de Langmuir. Aussi, pour $\beta = 1$, l'équation de Sips est réduite au modèle de Langmuir [82].

II.3.3.6. Isotherme de Dubinin–Radushkevich

L'isotherme est basée sur la supposition qu'il y a une relation entre la porosité de l'adsorbant d'une part et les caractéristiques de la courbe d'adsorption d'autre part. L'hypothèse de remplissage des micropores repose sur le fait que le potentiel d'adsorption est variable, et que l'enthalpie libre d'adsorption dépend du taux de saturation des pores [76].

II.3.3.7. Isotherme d'Elovich

Dans ce modèle le nombre de sites disponibles varie exponentiellement au cours de l'adsorption, le nombre de sites disponible varie exponentiellement au cours de l'adsorption, ce qui implique une adsorption en plusieurs couches [75].

II.3.3.8. Isotherme de BET (Brunauer, Emmet et Teller)

Ce modèle tient en compte de la formation de multicouches d'adsorbat, une distribution homogène des sites sur la surface de l'adsorbant et l'existence d'une énergie qui retient les couches suivantes [76].

Tableau II.4: Modèles des isothermes d'adsorption [76]

Modèle	Equation
Langmuir	$Q_{ads} = \frac{Q_m \cdot k_L \cdot c_e}{1 + K_L \cdot c_e}$
Freundlich	$Q_m = K_F \cdot c_e^{1/n}$
Elovich	$\frac{Q_e}{Q_m} = K_E \cdot c_e \exp\left(-\frac{Q}{Q_m}\right)$
Redlich-Peterson	$Q_e = \frac{K_R \cdot c_e}{1 + a_R \cdot c_e^\beta}$
Temkin	$\frac{Q_e}{Q_m} = \theta = \frac{R \cdot T}{\Delta Q} \ln(K_T) + \frac{R \cdot T}{\Delta Q} \ln(c_e)$
BET (Brunauer, Emmet et Teller)	$\frac{c_e}{Q_e(c_s - c_e)} = \frac{1}{Q_m \cdot k} + \frac{k - 1}{Q_m \cdot k} \left[\frac{c_e}{c_s} \right]$
Dubinin–Radushkevich	$\ln Q_e = \ln Q_s - \beta'(RT \ln(1 + 1/c_e))^2$
Sips	$Q_e = \frac{Q_m \cdot K_s \cdot c_e^{ms}}{1 + K_s \cdot c_e^{ms}}$
Définition des symboles	Q_{ads} : Quantité adsorbée à l'équilibre c_e : Concentration de l'adsorbat à l'équilibre

	<p>Q_m : Capacité d'adsorption maximale</p> <p>K_L : Constante de Langmuir liée à l'énergie de l'adsorption</p> <p>K_F : Constantes de Freundlich</p> <p>$1/n$: Facteur d'hétérogénéité</p> <p>Q_e : Capacité d'adsorption à l'équilibre</p> <p>K_E : Constante d'équilibre d'Elovich</p> <p>$K_{Ret\ AR}$: Constantes de l'isotherme de Redlich-Peterson</p> <p>β : Exposant variant entre 0 et 1</p> <p>K_T : Constante de Temkin</p> <p>ΔQ : Variation d'énergie d'adsorption</p> <p>$R = 8.314 \text{ J. mol}^{-1} . \text{K}^{-1}$</p> <p>$T$: Température absolue</p> <p>C_s : Concentration du soluté dans la phase liquide à la saturation de l'adsorbat</p> <p>Q_s : Capacité théorique de saturation</p> <p>β' : Constante liée à l'énergie d'adsorption</p> <p>K_s : Constante d'équilibre d'adsorption</p>
--	---

II.3.4. Facteurs influençant l'adsorption

Généralement, pour qu'un matériau adsorbant soit intéressant pour des applications industrielles, il faut qu'il possède une importante capacité d'adsorption. Cette capacité d'adsorption est liée à la structure interne du matériau et les adsorbants intéressants sont ceux qui possèdent un réseau poreux très développé ainsi qu'une surface spécifique importante [6].

- Les micropores (diamètre inférieur à 2 nm) déterminent pratiquement à eux seuls la capacité d'adsorption d'un charbon actif : ils représentent presque la totalité de la surface et du volume offerts à l'adsorption.
- Les macropores (diamètre supérieur à 50 nm).
- Les mésopores (diamètre compris entre 2 et 50 nm) constituent les voies de passage vers les micropores (fig II.7) [77].

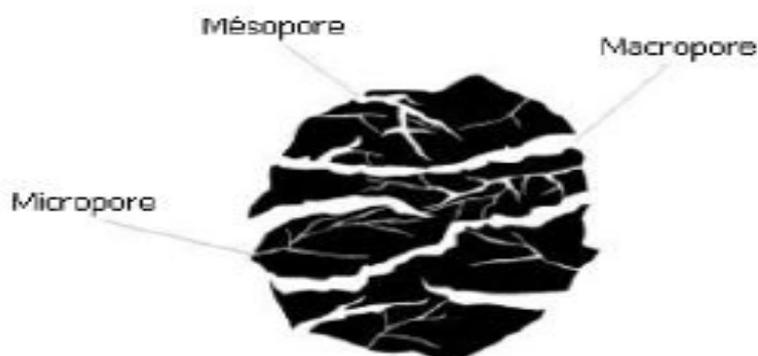


Figure II.7: Différents types de pores [68]

II.3.4.1. La surface spécifique

La surface spécifique d'un adsorbant, généralement exprimée en $\text{m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$, elle représente la surface disponible pour adsorber une monocouche de molécules d'adsorbant sur la totalité des pores. Elle comprend une surface externe relative aux parois des mésopores et des macropores, en plus de la surface non poreuse et représente qu'une portion minime de la surface totale disponible à l'adsorption, ainsi qu'une surface interne qui est uniquement celle des parois des micropores (fig II.8) [6].

L'adsorption est proportionnelle à la surface spécifique. La cinétique d'adsorption dépend de la dimension de la surface externe des particules qui peut être augmentée généralement par traitement ou par broyage de la masse solide qui augmente sa porosité totale [81].

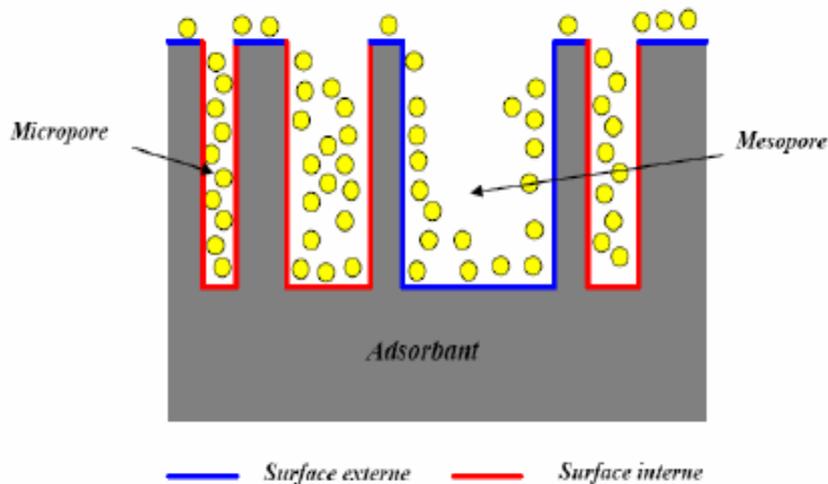


Figure II.8: Schéma de la structure interne et externe d'un adsorbant [77]

II.3.4.2. La porosité

La porosité est liée à la répartition de la taille des pores et reflète la structure interne des adsorbants microporeux. Le nombre des pores et leurs structures déterminent la capacité et la vitesse d'adsorption. La taille des pores limite l'adsorption des grosses molécules comme celles de la MO. De plus, l'énergie d'adsorption augmente lorsque la taille des pores est réduite. Plus précisément, lorsque la taille du pore et celle de la molécule sont identiques, l'énergie est maximale et l'adsorption est favorisée. C'est pour cela que l'adsorption se fait principalement aux sites ayant des dimensions semblables à la molécule. Puisque la majorité des molécules de MO sont supérieures à 1nm, les micropores et les mésopores sont de dimensions optimales pour l'adsorption de celles-ci [24].

II.3.4.3. La polarité et la concentration de l'adsorbant

L'adsorption d'une substance croît avec l'augmentation de sa concentration dans la solution. Les composés qui ont un poids moléculaire élevé et une faible solubilité sont

mieux adsorbés, et plus leur concentration est élevée, plus la consommation de charbon augmente [83].

Pour qu'il y ait une bonne adsorption il faut qu'il y ait une affinité entre le solide et le soluté. En règle générale, les solides polaires adsorbent préférentiellement d'autres corps polaires. Par contre les solides non polaires adsorbent préférentiellement des substances non polaires. Si les dimensions des pores de l'adsorbant sont inférieures aux diamètres des molécules de l'adsorbât, l'adsorption de ce composé ne se fait pas même si la surface de l'adsorbant a une grande affinité pour ce composé [81].

II.3.4.4. La température

La température affecte l'affinité entre l'adsorbant et le polluant. Lorsque la température du liquide diminue, l'adsorption augmente en raison de sa réaction exothermique. Toutefois, la vitesse de diffusion augmente lorsque la température augmente, ce qui améliore l'absorptivité. Alors, l'effet cinétique de la température dépend du type de l'adsorbant et des polluants étudiés [24].

II.3.4.5. Le pH

Le pH d'une solution influence grandement l'adsorption d'un polluant. En effet, le pH optimal pour l'adsorption est celui qui neutralise les molécules organiques, c'est-à-dire le point isoélectrique d'un contaminant. De façon générale, l'absorptivité de polluants organiques augmente lorsque le pH diminue. L'effet du pH peut être décrit sur la base du point de zéro charge ($pHZPC$) correspondant à la charge nette nul d'adsorbant. Le $pHZPC$ est un indice de la capacité de surface (soit chargée positivement ou négativement), contrôlée par le pH de la solution environnante. Lorsqu'une solution de $pH < pHZPC$, l'adsorbant va réagir comme une surface positive. Lorsque la solution à un $pH > pHZPC$, l'adsorbant va réagir comme une surface négative, dans ce cas les charges négatives à la surface de l'adsorbant sont neutralisées, ce qui augmente la capacité de diffusion d'un polluant et par conséquent le nombre de sites d'adsorption disponibles [24, 81].

II.3.5. Les différents types d'adsorbants

En général tous les solides sont des adsorbants. Cependant, seuls les solides ayant une surface spécifique suffisante (surface par unité de masse) peuvent avoir des intérêts pratiques. Les adsorbants ont chacun leur domaine d'application suivant leur spécificité. Ils peuvent être qualifiés de polyvalents ou spécifiques selon s'ils permettent une adsorption relativement exhaustive de la charge polluante de l'effluent à caractériser ou s'ils sont dédiés à une ou plusieurs familles chimiques [84].

Les adsorbants peuvent être classés en deux catégories selon leur structure ; on retrouve les adsorbants homogènes qui sont constitués d'un seul matériau et ayant une structure poreuse qui s'étale sur toute l'échelle d'un grain comme les charbons actifs et les adsorbants hétérogènes constitués de microparticules d'adsorbant homogène agglomérées

grâce à un liant souvent inerte et de composition différente de celle de l'adsorbant, formant ainsi un plus gros grain comme les zéolithes [6].

II.3.5.1. Les zéolithes

Les zéolithes sont des matériaux alumino-silicates cristallins et poreux, du fait de leur organisation cristalline en anneaux de plusieurs tétraèdres élémentaires, cette structure leur confère un réseau de micropores de forme et de taille parfaitement homogènes qui les distinguent des autres adsorbants [6]. Elles présentent une capacité d'échange ionique relativement élevée et des surfaces spécifiques importantes. Elles sont utilisées pour éliminer des phénols ou des colorants (en industrie de textiles) [36].

Mis à part leurs propriétés texturales intéressantes, les zéolithes sont aussi connues pour leur stabilité thermique et mécanique, ce qui en fait des matériaux potentiels pour les applications industrielles, utilisées dans de nombreux secteurs, par exemple en tant que catalyseurs dans l'industrie pétrochimique, en tant qu'adsorbants dans les procédés de purification et de séparation et aussi dans les procédés faisant appel à l'échange cationique [6].

II.3.5.2. Les alumines activées

Les alumines activées sont obtenues par thermolyse du trihydroxy de d'aluminium $\text{Al}(\text{OH})_3$ qui conduit à un produit de composition approximative $\text{Al}_2\text{O}_3, (\text{H}_2\text{O})_{0,5}$ possédant une structure poreuse. La surface des pores est couverte de groupements Al-OH , et l'adsorption se fait préférentiellement par liaison hydrogène. Les alumines activées sont des adsorbants amorphes, moyennement polaires et hydrophiles. Les filtres d'alumine activée sont utilisés soit seuls, soit en combinaison avec l'ozone. Dans le domaine de la production d'eau potable, l'application la plus connue est l'élimination du fluor [85, 68].

II.3.5.3. Les argiles

L'argile est un excellent adsorbant, dont les propriétés de rétention sont bien connues en agriculture. Elle fixe à la surface de ses microcristaux. Les roches argileuses sont formées de mélange de minéraux argileux auxquels viennent s'ajouter d'autres minéraux (quartz, micas). Du point de vue chimique, les argiles sont des silicates d'aluminium contenant entre autre des cations alcalins, alcalino-terreux et du fer [68]. Elles sont très efficaces vis-à-vis des métaux et des polluants organiques cationiques. Par contre, les argiles naturelles ne sont pas efficaces vis-à-vis des polluants anioniques, non chargés ou faiblement ionisables [36].

II.3.5.4. Les charbons actifs

Les charbons actifs sont de loin les adsorbants les plus fabriqués et utilisés industriellement. Ce sont des matériaux uniques et généralement qui possèdent, de par leur porosité accessible développée, et leur fonctionnalité de surface, une grande capacité

d'adsorption en phases gazeuse et liquide. Leurs caractéristiques dépendent de la matière première sélectionnée (bois, charbon, résidus pétroliers, noix de coco, rejets issus de la biomasse), des conditions utilisées pendant la carbonisation (température et vitesse d'élévation de la température, durée) et du mode d'activation mis en œuvre [20].

Le charbon actif est constitué d'atomes de carbone organisés en feuillets (carbone de type sp^2) (fig II.9). Ces feuillets sont plus ou moins organisés sous forme d'empilements de quelques dizaines (ou moins) de feuillets en une structure de type papier froissé, traversée de pores allant de quelques Angströms à quelques dizaines de nanomètre. Cette structure poreuse permet aux particules de charbon actif de développer une importante surface de contact avec le milieu extérieur. La structure interne du carbone activé est constituée d'un assemblage plus ou moins aléatoire de feuillets élémentaires aromatiques. L'espace entre ces feuillets constitue la microporosité du charbon [86].

Les charbons activés peuvent être classés d'après leurs caractéristiques (la surface spécifique, les indices d'iodes et de phénol, la friabilité, la taille effective, le poids spécifique, le coefficient d'uniformité, etc.), d'après leurs origine organique ou minérale (bitume, tourbe, noix de coco, noyaux de dattes, lignite, etc.) ou d'après leurs aspect commercial (en poudre : CAP ou en grain: CAG) [87].

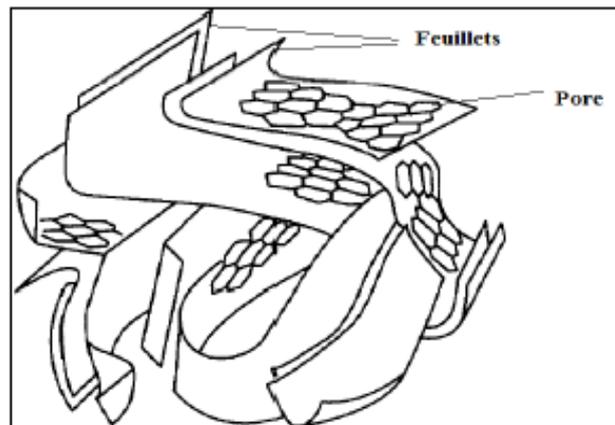


Figure II.9: Structure du charbon actif [76]

II.3.5.4.1. Différentes formes du charbon actif

Tout matériau peu coûteux, contenant un fort pourcentage de carbone et un faible pourcentage en matière inorganique, peut servir à fabriquer des charbons actifs. Ils sont généralement obtenus à partir de bois, charbon, noix de coco, lignite, tourbe. La valorisation de différents déchets, tels que ceux issus de l'industrie du pétrole et des huiles lubrifiantes, connaît actuellement un essor important. Nous pouvons aussi citer comme autres exemples l'utilisation de résidus de la fabrication du café ou de la pyrolyse de boues activées. L'utilisation de sous-produits industriels s'inscrit dans une démarche de développement durable et de valorisation des déchets [77].

Les charbons actifs commerciaux existent sous plusieurs formes. Le classement en général se fait à partir de la taille et de la forme des particules de charbon. Les formes du charbon actif les plus utilisés sont:

- **Charbon actif en poudre (CAP)**

Les charbons actifs en poudre présentent une granulométrie inférieure à 100 μm avec un diamètre moyen situé entre 15 et 25 μm . Ils ont une large surface externe et une faible profondeur de diffusion, ce qui engendre une vitesse d'adsorption très rapide [75]. Le charbon actif en poudre est fréquemment utilisé pour le traitement d'effluents liquides. Par contre il est difficile à manipuler et à récupérer ce qui pose des problèmes de régénération [86].

- **Charbon actif en grain (CAG)**

Les charbons actifs en grain ont un faible diamètre des pores supérieur à 1 mm, une grande surface interne et une surface externe relativement faible. Le charbon actif en grains est utilisé dans les filtres. Il peut être utilisé, soit en premier étage de filtration, en remplacement du filtre à sable ou dans un filtre bicouche sable/charbon. Soit en deuxième étage de filtration pour l'affinage.

Les filtres à CAG sont la meilleure solution technico-économique pour faire face à une pollution chronique d'une ressource. Lorsqu'un pic de pollution est présent dans l'eau à traiter, il pourra être plus ou moins écrêté en fonction de l'âge du charbon actif. En effet, un charbon actif neuf peut faire face à plusieurs $\mu\text{g/L}$ de polluant (métaux lourds et/ou organiques) mais cette possibilité n'existe plus en fin de fonctionnement. Dans ce dernier cas, il faut soit régénérer le CAG, soit utiliser un autre adsorbant tel que le CAP [75].

- **Tissu de carbone activé**

Les tissus de carbone activé sont préparés à partir de tissus synthétiques ou fabriqués à partir de fibres végétales (par exemple à partir de rayonne tissée), carbonisés à haute température puis activés. Depuis quelques années, l'intérêt pour ces matériaux est croissant car ils présentent des cinétiques et des capacités d'adsorption supérieures aux charbons en grains et en poudre. Ils possèdent des structures microporeuses très développées, une surface spécifique très élevée pouvant atteindre 2000 $\text{m}^2.\text{g}^{-1}$ et sont facilement manipulables [86].

- **Charbon actif extrudé**

Le charbon actif extrudé est de forme cylindrique avec des diamètres allant de 0.8 mm à 5mm. Il est principalement utilisé pour des applications en phase gazeuse à cause de sa faible perte de charge, de sa grande résistance mécanique et de sa faible teneur en poussières [75].

II.3.5.4.2.Préparation des charbons actifs

Les charbons actifs sont produits par pyrolyse de matières premières minérales ou végétales suivie d'une activation chimique ou physique. Ce sont de matériaux à taux de

carbone poreux très élevé. La capacité d'adsorption d'un charbon actif dépend aussi du mode de production, spécialement des modalités de carbonisation et du mode d'activation utilisé [13]. Les traitements d'activation ont pour rôle de développer la texture poreuse et d'accéder à des surfaces spécifiques élevées.

- **Pyrolyse**

La pyrolyse (carbonisation) est le processus dans lequel un échantillon est soumis à des températures élevées (généralement entre 400 et 900°C) sous un courant continu de gaz inerte, de manière à obtenir un produit carboné solide, ainsi que des composés volatils. Elle fournit des matériaux (les carbonisats) ayant une structure poreuse limitée qui pourra ensuite être développée dans le processus d'activation [86].

- **L'activation physique**

L'activation physique est réalisée après pyrolyse de la matière première. C'est un processus de gazéification endothermique par oxydation utilisant le dioxyde de carbone ou la vapeur d'eau vers 900-1000°C, ce qui va créer des millions d'alvéoles microscopiques sur la surface du charbon, et augmenter sa surface de façon très importante et donc son pouvoir d'adsorption va aussi augmenter. La principale différence entre ces deux réactifs est que le CO₂ développe une microporosité et une distribution en taille de pores plus étroites, alors que la vapeur d'eau élargit la microporosité et conduit globalement à une plus large distribution des tailles des pores. Ce procédé génère un charbon à pores étroits [13, 20].

- **L'activation chimique**

La méthode d'activation chimique ne comporte qu'une seule étape. Le matériau précurseur est initialement imprégné par un réactif activant, et l'ensemble est porté à une température comprise entre 400 et 700°C. Les agents d'activation chimiques possèdent un fort potentiel réticulant déshydratant, les plus utilisés sont l'acide orthophosphorique, le chlorure de zinc ou la potasse. Cette technique met en jeu un agent chimique favorisant la déshydratation et la réticulation des chaînes, et donc une réorganisation structurale à des températures plus faibles que celles utilisées dans le cas du procédé physique. Cette technique permet de préparer un matériau carboné à large spectre de pores [88].

II.3.5.4.3. Régénération du charbon actif

Une fois tous les sites d'adsorption occupés, le charbon actif est dit saturé ou sursaturé. Si le contact avec le fluide à traiter est maintenu, le charbon actif ne pourra plus jouer son rôle ; d'une part, l'épuration n'aura pas lieu et, d'autre part, une désorption pourra même se produire lorsque le matériau est mis en contact avec une solution moins concentrée, ou que la température ou l'hygrométrie varie [89].

La saturation de la surface d'un charbon actif par adsorption d'un soluté limite sa durée d'utilisation. Il est possible alors : soit de le remplacer ou le traiter par l'un des procédés de

régénération (thermique, chimique, biologique ou électrochimique) pour lui redonner tout ou partie de sa capacité d'adsorption [87].

- **La régénération thermique**

La technique la plus couramment utilisée est la régénération thermique. Ce procédé se déroule en plusieurs étapes ; évaporation de l'eau, désorption des composés volatils (100-260°C), pyrolyse et carbonisation des composés non volatils (200-650°C), et gazéification des résidus de pyrolyse à haute température (650-850 °C) soit dans un four à foyers multiples, des fours rotatifs ou dans un four à lit fluidisé [90].

Le charbon régénéré thermiquement présente des propriétés légèrement différentes du charbon originel ; la taille des grains, la microporosité et la densité apparente, subissent une légère diminution tandis que la teneur en cendre augmente. Ce type de régénération, efficace à 100%, reste le procédé le plus appliqué actuellement, bien que la consommation d'énergie soit importante, et que la manipulation du charbon saturé entraîne 5 à 10% de perte de masse par cycle de régénération [87].

- **La régénération chimique**

La régénération chimique est basée sur l'emploi d'un solvant spécifique de la substance polluante adsorbée sur la surface du charbon actif. Les solvants les plus utilisés sont ; l'acétone, l'éthanol, le méthanol, l'acide formique, le dichlorométhane le chlore, le permanganate de potassium et l'eau oxygénée [87]. Bien que ces techniques ont été appliquées avec succès à un certain nombre d'adsorbats, l'efficacité de la régénération dépend principalement de la solubilité des substances adsorbées et de l'effet de la pression sur la structure chimique du charbon [90]. L'avantage de cette méthode réside dans la minimisation des pertes de charbon actif (environ 1 %). Les polluants sont ensuite détruits par incinération. L'inconvénient principal de l'incinération est qu'elle transforme des pollutions liquides en pollutions atmosphériques souvent plus dangereuses [89].

- **La régénération biologique**

Elle consiste à utiliser des bactéries qui sont uniquement aptes à réaliser les fonctions pour lesquelles elles ont été génétiquement programmées. Elles ne peuvent donc dégrader qu'un seul type de polluants. De plus, les conditions environnementales doivent être satisfaisantes pour que les réactions de catalyse enzymatique aient lieu à une vitesse significative. De plus, la dégradation d'un mélange d'hydrocarbures peut faire apparaître des phénomènes de compétition ou de co-métabolisme entre les différents composés. Cette méthode de régénération n'a pas encore été appliquée à l'échelle industrielle mais elle a été initiée en laboratoire. Etant donné que ces procédés classiques posent de nombreux problèmes, il est donc nécessaire et important d'explorer d'autres méthodes [89, 90].

- **La régénération électrochimique**

La régénération électrochimique consiste à éliminer les substances polluantes ayant saturé un charbon actif par l'application sur ce dernier d'un potentiel électrique en présence d'électrolyte conducteur. Le charbon, placé dans une colonne, est porté à un potentiel anodique ou cathodique. La nature de l'électrolyte et sa concentration, les valeurs du

courant électrique et du temps d'application du potentiel, le pH joue un rôle important dans la variation du taux de régénération [87].

- **La régénération à la vapeur d'eau**

Cette méthode est réservée à la régénération des charbons actifs qui ont adsorbé des produits très volatils. Dans cette méthode, le chauffage du charbon actif est très rapide. Les molécules d'eau s'adsorbent et chassent les molécules préalablement présentes. Un refroidissement à température ambiante du flux sortant provoque la condensation de la vapeur et des composés désorbés. Une séparation par décantation ou distillation s'applique par la suite. Cependant, le traitement à la vapeur peut être utile pour déboucher la surface des grains de charbons et désinfecter le charbon [90, 89].

- **La régénération par tirage au vide**

Il est possible de tirer sous vide le lit ou la colonne de charbon actif. Cette méthode est réservée à certaines applications où la concentration en espèces adsorbées est très élevée (vapeur pure sans gaz inerte) et s'utilise sur des charbons actifs adaptés. Il s'agit essentiellement de filtrer le ciel (volume gazeux au-dessus du liquide) de réservoirs de stockage d'essences au moment du remplissage [89].

II.3.5.4.4. Processus d'élimination au sein des procédés au charbon actif

Au sein des procédés au charbon actif, plusieurs processus ont lieu simultanément et permettent l'élimination de la pollution. L'épuration des micropolluants peut généralement se réaliser par deux grands processus, l'adsorption et la biodégradation (fig II.10). L'importance de ces processus dans l'abattement dépend du temps de séjour du charbon actif dans l'eau (âge du charbon). En effet, si l'adsorption est un phénomène physique présent dès la mise en marche du procédé, la biodégradation n'est pas instantanée et nécessite une période d'adaptation du milieu. Plus l'âge du charbon sera élevé, plus le développement d'une communauté multicellulaire plus ou moins complexe de microorganismes adaptés aux conditions sera possible conduisant à l'apparition d'un biofilm [40].

À sa mise en route, le filtre CAG ne fonctionne pas immédiatement en mode biologique. Il faut un certain temps pour que la capacité d'adsorption s'épuise et qu'un biofilm se développe à la surface. Dans les premiers temps d'utilisation du charbon, plus de bactéries sont évacuées à la sortie du filtre que lors de son fonctionnement en mode biologique. Il est supposé que la plupart des bactéries présentes sur le CAG lors de la mise en route du filtre ne sont pas adaptées à un attachement permanent. La sélection de bactéries pouvant former un biofilm pourrait donc être l'origine du délai observé à la croissance du biofilm et le passage du filtre au mode biologique. La durée moyenne d'utilisation d'un CAG en mode adsorption est comprise entre un et douze mois, l'épuisement étant dû à la saturation de la capacité d'adsorption du charbon. Le fait d'utiliser alors le charbon en mode biologique permet d'allonger considérablement la durée de vie des filtres. Le CAG est en effet un très bon support pour la croissance de bactéries en plus de sa capacité d'adsorption. Il permet

ainsi l'enlèvement de contaminants organiques que ce soit par l'adsorption en début de son utilisation ou bien grâce à la biodégradation par les bactéries fixées à sa surface [91].

En général, l'utilisation de matériaux adsorbants en fin de filière de traitement des eaux ou de potabilisation se fait en mode adsorption, avec des temps de contact trop faible pour permettre le développement de microorganismes (mode biologique). Les différentes études sur le sujet suggèrent que du charbon actif de plus de 20-30 jours est majoritairement en mode biologique, alors qu'un charbon de moins de 15 jours est majoritairement en mode adsorption. De plus, les procédés à lit fixe sont également le théâtre d'un troisième phénomène qui est la rétention des particules. En effet, le passage de l'eau au sein du lit peut piéger les particules. D'ailleurs, l'accumulation de ce phénomène couplée au développement du biofilm peut conduire à un colmatage du lit et à des pertes de charge conséquentes induisant des pertes énergétiques [40].

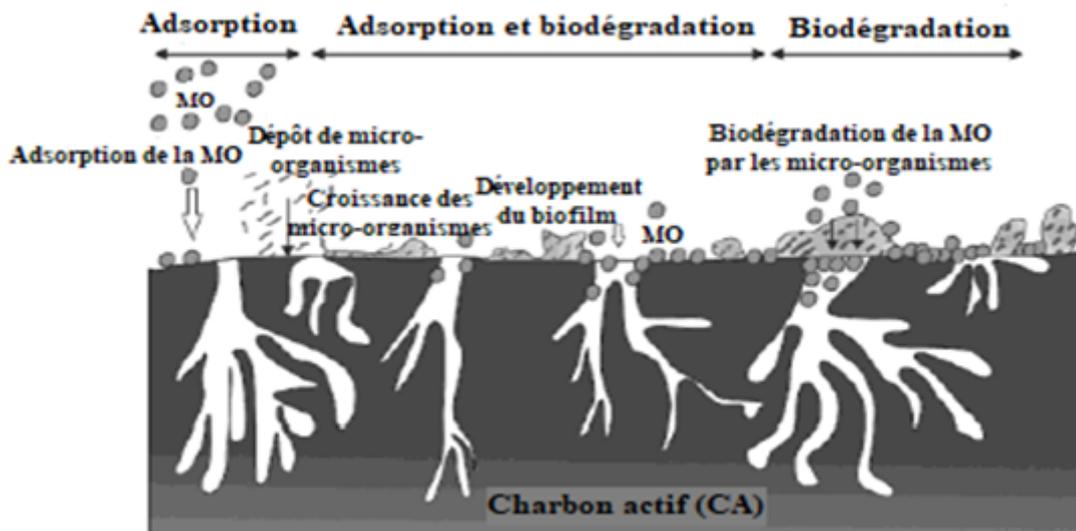


Figure II.10: L'adsorption, la biodégradation et le développement de biofilms durant la filtration sur charbon actif [40]

III.4. Conclusion

Ce chapitre nous a permis de mieux connaître le phénomène de filtration et d'adsorption, leurs mécanismes de fonctionnement et leur intérêt dans le traitement des eaux.

La filtration est un procédé qui permet la rétention de particules lors du passage de l'eau à traiter à travers un milieu filtrant (sable). Cette rétention est influencée principalement par la granulométrie du média filtrant, plus elle est petite, mieux est la rétention, cependant, l'accumulation de particule au sein du média conduit à son obstruction engendrant un colmatage réduisant sa perméabilité, dans ce cas il faut procéder à un lavage du filtre.

Quant à l'adsorption qui est un phénomène de surface dont la capacité est liée directement au rapport spécifique surface/poids du corps adsorbant. Parmi les adsorbants les plus utilisés on trouve le charbon actif. L'adsorption est influencée principalement par la surface spécifique, mais aussi, la porosité, la polarité, la température et le pH. Lors du

passage de la solution à traiter à travers le charbon actif, les micropolluants s'y adsorbent, cependant, plus les particules sont retenues, plus le charbon actif se sature, pour y remédier une régénération doit être effectuée.

Pour la filtration et l'adsorption, la formation d'un biofilm est inévitable. Cependant, le biofilm est considéré comme avantageux tant qu'il ne réduit pas les performances de filtration et d'adsorption en causant un colmatage important, il permet la biodégradation de la matière organique par les micro-organismes se trouvant au sein du biofilm et ainsi contribue à l'amélioration de la qualité de l'eau. Une fois le biofilm en place, il devient important et il affecte la filtration en augmentant les pertes de charge au niveau du filtre.

Partie II :
Etude
Expérimentale

Chapitre III :
Filtration sur Sable
et Adsorption sur
CAG Menée avec les
Eaux de la STEP de
Ain El Houtz

III.1. Introduction

Le présent chapitre décrit la méthodologie de recherche suivi pour notre étude, ainsi que les résultats obtenus. En premier lieu, le dispositif de filtration (sable et charbon actif) utilisé pour les expériences est décrit. Ensuite, le plan expérimental concernant la détermination des différents analyses effectuées est présenté, ainsi qu'un rappel sur la caractérisation du média filtrant utilisé et celui de l'eau utilisée. A la fin, les résultats trouvés sont discutés.

III.2. Description du dispositif de filtration

Le pilote de filtration à sable TE 400 (Photo III.1) fabriqué par la société Allemande DELTALAB est composé essentiellement de:

- Une cuve d'alimentation en PVC transparent, cylindrique d'une capacité utile de 150 L avec une vanne de vidange de type à boisseau sphérique en PVC et joint d'étanchéité en viton, DN 10;
- Une colonne de filtration en altuglas d'un diamètre intérieur de 100 mm et d'une hauteur de 1000 mm contenant le matériau filtrant qui est le sable et deux grilles de support et d'arrêt de sable en laiton d'une maille de 0.5 mm;
- Deux robinets manuelle de réglage, un pour le réglage du débit d'entrée VR2 et l'autre pour le réglage du débit de sortie ou filtrat VR1. Les deux vannes sont de type à membrane, en PVC et membrane en viton, DN 10;
- Charpente de support en tube carré en acier inoxydable 304 L;
- Multitubes piézométriques de mesure de la pression dans la colonne du filtre à différentes hauteurs, en altuglas, diamètre 8 mm, hauteur 500mm;
- Débitmètre à flotteur du circuit de sortie du filtrat de la colonne en PVC transparent DN 10; échelle variable de 20 à 200l/h avec une précision de plus ou moins 5%;
- Pompe d'alimentation de la suspension composée d'un corps et d'aubages en PVC, d'un débit de 10 m³/h pour une pression de 7.5 m de colonne d'eau, moteur électrique monophasé, 220 v, 50 Hz, 207 A. un filtre à panier à l'aspiration de la pompe; Autre vannes à usages différents.

Le filtre à charbon actif est indépendant du pilote TE400, il a été fabriqué à l'aide d'une colonne en PE (polyéthylène) d'un diamètre intérieur de 40 mm et d'une hauteur de 1000 mm, muni d'une vanne de sortie du filtrat.

L'écoulement de l'eau dans le sable est vertical, du haut vers le bas, l'alimentation est faite par une pompe. L'eau brute est prise du bac d'alimentation et pompé vers le filtre. L'eau filtrée sort par un tuyau indépendant qu'on peut placer soit dans le bac d'alimentation (dans ce cas le système fonctionne en circuit fermé), sinon le mettre dans un bac de récupération. Les prélèvements sont effectués à l'entrée et à la sortie du filtre, la prise à l'entrée est faite par la vanne de vidange du bac d'alimentation (reliée à un tuyau indépendant mis à l'égout) après homogénéisation à l'aide de la pompe de mise en suspension, et à la sortie à l'aide de la vanne de sortie du filtre (branché au tuyau indépendant).

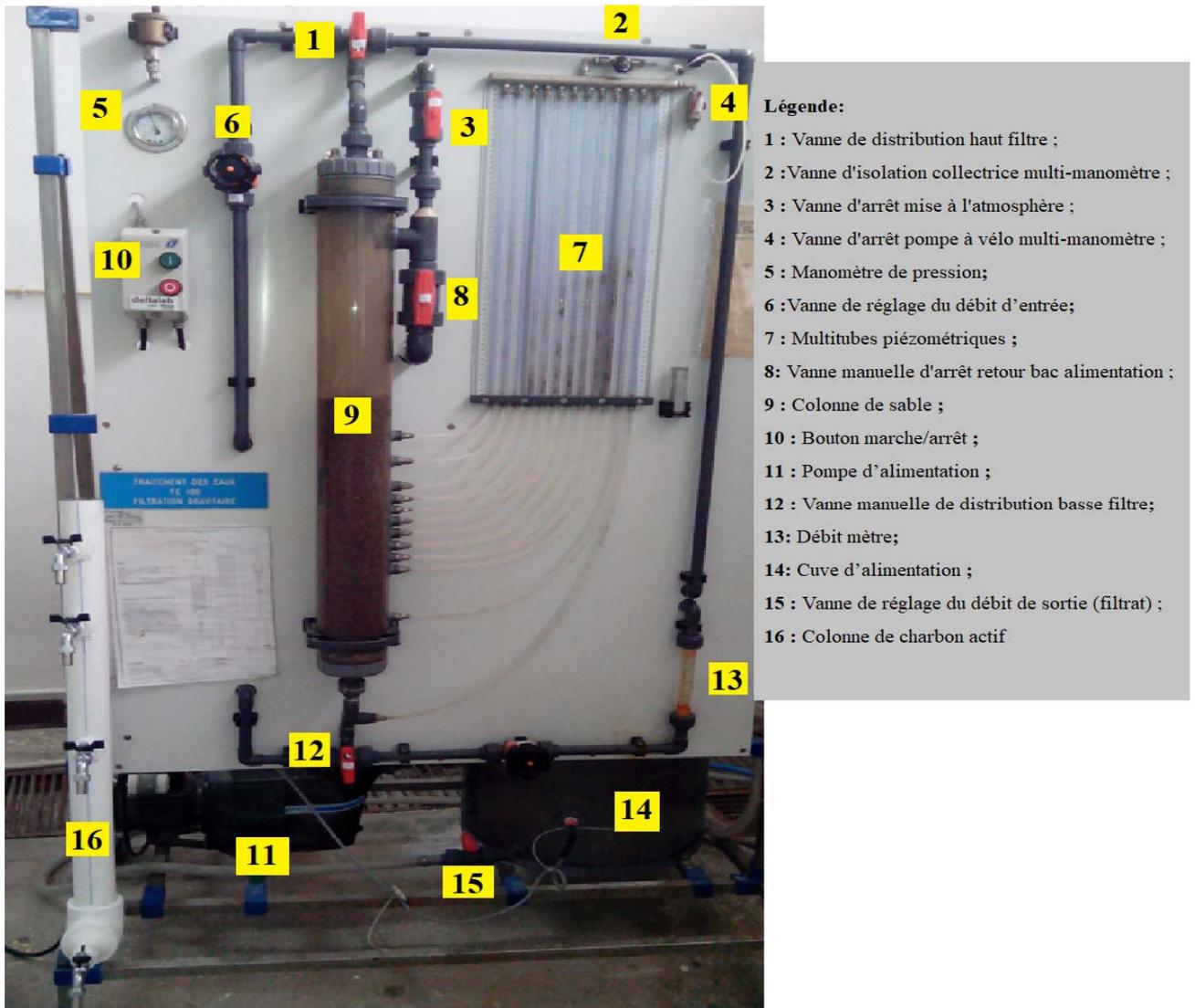


Photo III.1: Photographie du pilote de filtration TE400 + Colonne de filtre à charbon actif

III.3 Plan expérimental

L'étude a été effectuée au laboratoire de Valorisation des Ressources en Eau- Tlemcen- Algérie (VRE N°60), ainsi que tous les analyses faites lors de cette étude.

III.3.1. Mesure des pertes de charge

La mesure de la perte de charge dans le filtre à sable a été effectuée directement par lecture sur les douze piézomètres après un cycle de 5h de filtration. Les pertes de charge nous permettent de suivre le colmatage du filtre. Les pertes de charge sont exprimées en cm d'eau avec une valeur maximale de lecture de 60 cm.

III.3.2. Analyses des paramètres physico-chimiques

Les principaux paramètres qui ont été retenus pour évaluer la performance des filtres à sable et à charbon actif sont ; la conductivité, la turbidité, la température, la DCO, la DBO, les MES, le pH, le calcium, le magnésium, les chlorures, les nitrates et phosphates.

Les analyses ont été effectuées comme suit :

- La mesure de la conductivité (CE) par un conductimètre de type HANNA HI 8633
- La mesure de la turbidité à l'aide d'un turbidimètre de type HANNA HI 93703
- La mesure de la température à l'aide d'un thermomètre
- La mesure de la DCO par l'oxydation au dichromate de potassium
- La mesure des MES avec la méthode de filtration sur fibre de verre
- La mesure du pH à l'aide d'un pH mètre de type WTW Ph 3110
- La mesure de la DBO₅ à l'aide d'un DBO mètre par la méthode manométrique.
- Le dosage du calcium, magnésium de la dureté par titrimétrie à l'EDTA
- Le dosage des chlorures par la méthode de Mohr
- Le dosage des nitrates et phosphates par spectrophotométrie

III.3.3. Analyses des paramètres microbiologiques

Les principaux paramètres qui ont été analysés pour évaluer la performance des filtres à sable et à charbon actif sont les indicateurs de contamination fécales, à savoir ; les coliformes et germes totaux, les coliformes et streptocoques fécaux, *Escherichia Coli*, *Clostridium* et les salmonelles.

Les analyses ont été effectuées selon la méthode APHA (*American Public Health Association*) [92] comme suit:

- Les germes totaux (GT) ont été testés sur un milieu de gélose tryptonée à l'extrait de levure (TGEA)
- Les coliformes totaux (CT) et fécaux (CF) ont été testés sur un bouillon lactosé au pourpre de bromocrésol (BCPL)
- *Escherichia Coli* (*E.Coli*) a été testé sur un milieu lactosé au pourpre de bromocrésol (BCPL) avec ajout de réactif de Kovacs

- Les streptocoques fécaux (STF) ont été testés sur un milieu de Rothe
- Clostridium a été testé sur une gélose de viande de foie
- Les salmonelles ont été testés sur de la gélose Salmonella Schigella

Le dénombrement s'est fait selon le tableau en annexe (Annexe 1) du nombre le plus probable (NPP).

III.3.4. Caractéristiques de l'eau utilisée

L'eau utilisée dans notre étude provient de la STEP de Ain El Houtz (Voir annexe 2 [93]). L'eau est prélevée après le décanteur secondaire après avoir subi un traitement biologique par boues activée. L'eau est analysée avant et après passage sur le milieu filtrant. Le tableau III.1 représente les caractéristiques de l'eau utilisée (les valeurs représentent une moyenne des analyses effectuées tout au long de l'étude)

Tableau III.1.: Caractéristiques de l'eau usée épurée utilisée

Paramètres	Valeurs
Paramètres Physico-chimiques	
Température (°C)	20 – 28
Conductivité (µs/cm)	899
Turbidité (NTU)	49
DCO (mg/l)	89
MES (mg/l)	100
PH	6.4
DBO ₅ (mg/l)	63
Calcium (mg/l)	15
Magnésium (mg/l)	300
Dureté (mg/l)	325
Chlore (mg/l)	215
Nitrate (mg/l)	13
Phosphate (mg/l)	21
Paramètres Microbiologique (UFC/100ml)	
Germe totaux	1340 - 1350
Coliformes totaux	150 - 164
Coliformes fécaux	115 - 120
<i>Escherichia Coli</i>	90 - 96
Streptocoques fécaux	225 - 231

Clostridium	1700 - 1740
Salmonelles	15 - 20

III.3.5. Caractéristiques du sable utilisé

Le sable utilisé provient du Sud Algérien (Adrar) et le charbon actif est un charbon commercial (SARL MAGHREB). Seul le sable a été caractérisé, les caractéristiques du charbon actif proviennent du fournisseur (tableau III.2.).

Les caractéristiques du sable qu'on a étudiées sont ; la granulométrie, le diamètre effectif, le coefficient d'uniformité, ainsi que la masse volumique apparente et réelle.

Dans notre étude on a testé tout d'abord trois sables de granulométries différentes pour pouvoir fixer les paramètres optimaux du filtre à sable, ensuite après les avoir déterminé, on a choisi un seul sable pour évaluer la performance de la filtration sur la l'amélioration de la qualité des eaux usées issues de la STEP.

III.3.5.1. Analyse granulométrique

On pèse une certaine quantité de matériau filtrant préalablement débarrassée de toute humidité, puis on place cet échantillon sur une série de tamis dont les mailles sont de plus en plus petites. Pour favoriser le tamisage, on fait vibrer la série de tamis; on évite cependant les vibrations violentes lorsque les grains du matériau filtrant sont friables. On pèse ensuite la quantité de matériau filtrant retenue par chaque tamis; on en déduit ainsi le pourcentage de l'échantillon qui traverse chaque tamis, donc le pourcentage des grains dont le diamètre est inférieur au diamètre des mailles du tamis. On trace ensuite, sur papier semi-logarithmique, la variation du pourcentage de l'échantillon dont les grains ont un diamètre inférieur à D (échelle arithmétique) en fonction du diamètre, D (échelle logarithmique) [94].

III.3.5.2. Diamètre effectif (D_E) et du coefficient d'uniformité (C_U) :

La taille effective, exprimée en mm et notée D_E , correspond à l'ouverture de maille laissant passer 10 % en poids de l'échantillon soumis à l'analyse.

Le coefficient d'uniformité est un nombre sans dimension, est égal au quotient de la diversité 60 % par la taille effective : $C_U = D_{60}/D_E$

La diversité 60 %, exprimée en mm est donnée par l'ouverture de maille laissant passer 60 % en poids de l'échantillon soumis à l'analyse [95].

III.3.5.3. Masse volumique apparente ($\rho_{Apparente}$)

C'est la masse d'un corps par unité de volume apparent en état naturel, après passage à l'étuve à 105 ± 5 °C, exprimée en (g/cm^3 ; kg/m^3). Le mode opératoire est le suivant [94]:

1- Prendre une éprouvette et noter son volume V.

- 2- Peser une quantité de sable (notée M).
- 3- Verser le sable sec dans l'éprouvette jusqu'au volume V.
- 4- Calculer la masse volumique apparente en divisant la masse de sable sec (M) par le volume de l'éprouvette (V).

III.3.5.4. Masse volumique réelle ($\rho_{Réelle}$)

C'est la masse d'un corps par unité de volume absolu de matière pleine (volume de matière seule, pores à l'intérieur des grains exclus), après passage à l'étuve à 105 °C, notée ρ et exprimée en (g/cm^3 , kg/m^3). La masse volumique réelle des échantillons de sable a été effectuée au laboratoire par la méthode dite de l'éprouvette graduée. Cette méthode est très simple et très rapide. Son mode opératoire est le suivant [94]:

- 1- Remplir une éprouvette graduée avec un volume V_1 d'eau.
- 2- Peser un échantillon sec M_s de sable et l'introduire dans l'éprouvette en prenant soin d'éliminer toutes les bulles d'air.
- 3- Le liquide monte dans l'éprouvette.
- 4- Lire le nouveau volume V_2 .
- 5- Calculer la masse volumique réelle en divisant la masse du sable sec (M_s) par la différence de volume ($V_2 - V_1$)

Tableau III.2.: Caractéristiques des médias utilisés

	D_E (mm)	D₆₀ (mm)	C_U	$\rho_{Réelle}$ (kg/m^3)	$\rho_{Apparente}$ (kg/m^3)	CE ($\mu S/cm$)	pH
Sable N°1	0.7	1.4	1.9	2857	1724	3 000	8.4
Sable N°2	0.5	1.4	2.5	2564	1785	2 800	8.2
Sable N°3	0.9	1.4	1.4	2777	1923	2 950	8.3
CAG	1.2	1.9	1.6	1100	500	700	8

III.3.6. Procédure de filtration

III.3.6.1. Filtration sur sable seule avec une eau synthétique

Avant de procéder à la filtration des eaux usées épurées de la STEP de Ain El Houtz, on a tout d'abord déterminé les conditions optimales de fonctionnement du pilote. Pour ce faire, le pilote de filtration a été alimenté par une eau synthétique (que l'on a nous même préparée au laboratoire) avec plusieurs débits de filtration ; 30 L/h, 50 L/h, 80 L/h, 120 L/h, et 150 L/h correspondant à des vitesses de filtration 3.5 m/h, 6 m/h, 10 m/h, 15 m/h et 19 m/h respectivement.

Six suspensions d'eau synthétique ont été préparé avec l'eau du robinet au laboratoire à savoir ; trois échantillons à base de bentonite et trois autres à base de chaux avec une concentration croissante de 0.1 g/L, 0.3 g/L et 0.5 g/L. La bentonite et la chaux ont été

utilisées pour jouer le rôle de MES et créer une turbidité pour voir comment le filtre réagit à ces différentes concentrations, et comment la turbidité et les pertes de charge évoluent dans le filtre.

Deux combinaisons de position des vannes VA4 (Vanne d'arrêt mise en atmosphère) et VA3 (Vanne d'arrêt retour vers le bac d'alimentation) ont été testé à savoir; les deux vannes VA4 et VA3 ouvertes (VA4O, VA3O), et la vanne VA4 fermée et VA3 fermée (VA4F, VA3F).

La filtration a été effectuée pour les trois sables, les cinq débits, les six échantillons d'eau synthétique, ainsi que les deux positions des vannes sur une durée de 18 semaines, pendant lesquelles chaque sable a été testé pendant 6 semaines avec variation des paramètres cités (tableau III.3), la filtration a été effectuée 5jours/7 avec un cycle de 5h/jour. Le lit de sable dans la colonne a une hauteur de 50 cm.

- **Procédure du lavage du filtre**

Les pertes de charge sont un important indicateur de performance du filtre et qui détermine le temps de fonctionnement d'un filtre [96]. Dans notre étude on s'est intéressé à la variation des pertes de charge et de la turbidité à la sortie du filtre pour procéder au lavage par injection d'eau à contre-courant.

- **Echantillonnage et analyse**

Les échantillons sont prélevés du bac d'alimentation et à la sortie du filtre (après filtration) pour tous les paramètres cités ci-dessus (section III.6.1) afin de mesurer leur turbidité, pour pouvoir choisir quelle serait la bonne combinaison de ces paramètres pour obtenir la meilleure optimisation du fonctionnement du filtre. Les paramètres optimaux sont ceux qui donnent une eau de faible turbidité et une faible perte de charge.

Les prélèvements ainsi que la lecture sur les piézomètres ont été effectuées après chaque 15minutes, temps nécessaire à la stabilisation des niveaux piézométriques et à l'obtention d'un régime d'écoulement permanent [97].

Tableau III.3.: La procédure de filtration suivi pour la détermination des conditions optimales

Semaines	1	2	3	4	5	6
MES	Bentonite			Chaux		
Concentration (g/L)	0.1	0.3	0.5	0.1	0.3	0.5
Débit (L/h)	30, 50, 80, 120, 150			30, 50, 80, 120, 150		
Position des vannes	VA3O VA4O	VA3F VA4F		VA3O VA4O	VA3F VA4F	
Sables	Chaque 6 semaines un sable est testé (sable N°1 ensuite N°2 et enfin N°3)					

III.3.6.2. Filtration sur sable et sur charbon actif des eaux usées épurées de la STEP

Après avoir déterminé les paramètres optimaux du pilote ; c'est-à-dire, le débit, la granulométrie du sable, et la position de vannes correspondant à une faible turbidité et une faible perte de charge.

Le pilote de filtration sur sable est alimenté par de l'eau usée épurée issue de la station d'épuration d'Ain El Houtz. Pour notre étude l'eau passe d'abord par la colonne de filtration sur sable ensuite par la colonne de filtration sur charbon actif en grain, l'écoulement se fait par gravité. Notre étude s'est déroulée sur une période de seize semaines, où le filtre à sable est alimenté pendant 5 heures cinq fois par semaine (on travaillait 5jours/7), afin d'assurer des conditions optimales de fonctionnement de la colonne plus précisément la régulation de la biomasse et de l'oxygénation [98]. A la fin de chaque cycle de 5h de filtration sur sable, 5 L d'eau est récupérée pour être ensuite filtrée par CAG.

- **Procédure du lavage du filtre**

Dans cette partie de notre étude nous n'avons pas procédé au lavage des filtres car on a voulu bénéficier du colmatage du filtre et donc la réduction des pores qui permettra une meilleure filtration, mais aussi bénéficier de la formation du biofilm « schmutzdecke » (qui prend une quinzaine de jours à se développer) qui joue un rôle important dans la réduction de la matière organique et des nitrates. Il a été bien établi que l'élimination du schmutzdecke affecte la biodégradation des polluants [99].

Donc dans notre étude, nous avons fait une biofiltration des eaux usées provenant de la STEP.

Le seul problème que le biofilm génère est celui du colmatage du filtre, et donc dans ce cas là, le biofilm doit être enlevé mais pas entièrement (garder les 5 premières centimètres du biofilm), par raclage (grattage) de la surface du filtre.

- **Echantillonnage et analyse**

Les échantillons sont prélevés du bac d'alimentation et à la sortie des deux filtres (après filtration sur sable et après filtration sur CAG) pour tous les paramètres physico-chimiques et microbiologiques cités ci-dessus (section III.2. et III.3.).

Un schéma détaillé est présenté en annexe (annexe 3) pour mieux comprendre les étapes suivies dans notre étude.

Résultats et Discussions

III.4. Résultats et discussion

Dans cette section, deux parties sont données ; la première concernera la détermination des conditions optimales de fonctionnement du filtre, et la seconde sera l'étude de la filtration sur sable et sur charbon actif des eaux usées de la STEP.

III.4.1. Détermination des paramètres optimaux du filtre à sable

Pour la détermination des paramètres optimaux du pilote de filtration à sable, on a étudié le comportement du filtre en mesurant les pertes de charge et la turbidité en sortie de filtre.

III.4.1.1. Etude des pertes de charge

Les pertes de charge sont affectées par l'accumulation de solides dans le lit filtrant durant la filtration, la manière dont la rétention de ces solides influe sur les pertes de charge est déterminée par la capacité de rétention du média filtrant ainsi que la taille des particules et le plus gros problème opérationnel étant le phénomène de colmatage dû au dépôt de surface [96, 100].

La détermination du temps de colmatage permet de prédire quand le filtre ne sera plus utile à cause de la réduction du débit ou de la réduction de l'efficacité du filtre [101].

La perte de charge se définit comme la différence de pression statique entre l'amont et l'aval du filtre. Elle traduit la résistance hydraulique du filtre à l'écoulement du fluide. Celle-ci ne doit pas dépasser un seuil fixé au risque de perturber le fonctionnement du système voire d'endommager le filtre, ce qui entraînerait un relargage des particules capturées dans le circuit. Donc il faut d'une part chercher le meilleur compromis conduisant à un média caractérisé par une efficacité de filtration maximale tout en ayant une perte de charge minimale, et d'autre part, de minimiser l'évolution de la perte de charge liée au colmatage afin d'optimiser la durée de vie de filtre [102].

Les graphes qui seront présentés par la suite représentent la moyenne des pertes de charge des douze piézomètres, et donc une moyenne par semaine étendu sur six semaines pour chaque sable étudié.

- **Influence de la position de vannes**

Les figures ci-dessous (fig III.1, III.2 et III.3) représentent l'évolution des pertes de charge en fonction des semaines. On a trouvé que pour les trois sables et les cinq débits, c'est la position des vannes VA3O (vanne A3 ouverte) et VA4O (vanne A4 ouverte) qui donne les pertes de charge les plus faibles. Lorsque les deux vannes VA3 et VA4 sont ouvertes il y'a une mise en atmosphère (pression atmosphérique) par contre lorsque les deux vannes sont fermées la pression au sein de la colonne est supérieure à la pression atmosphérique ce qui fait augmenter les pertes de charge, donc à des pressions plus élevées, le colmatage se produit plus rapidement [103].

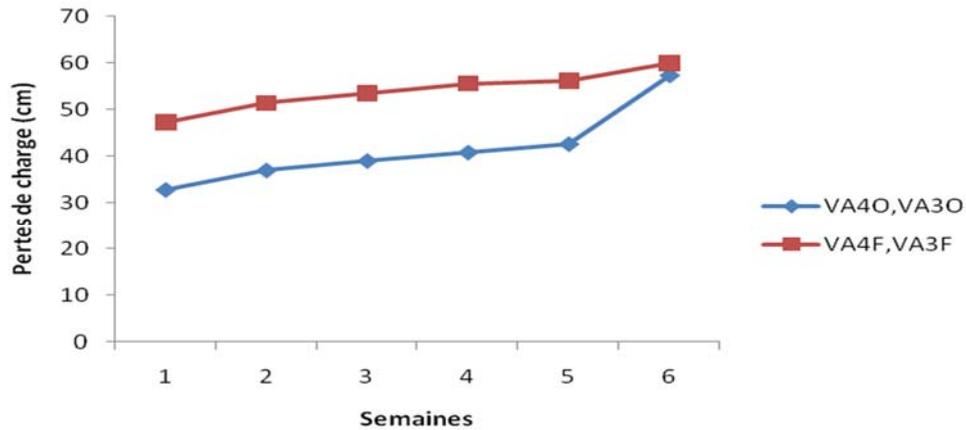


Figure III.1: Evolution des pertes de charge au cours des semaines pour le Sable N°1, avec : $Q=50$ L/h, Bentonite de 0.1 g/L

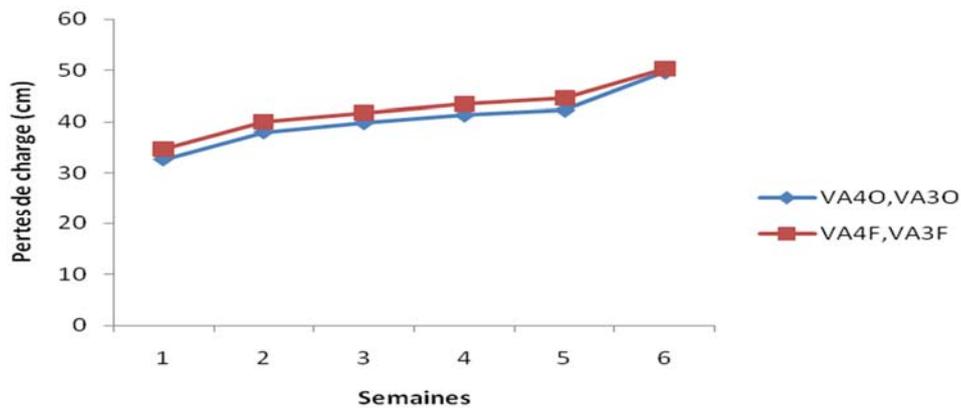


Figure III.2: Evolution des pertes de charge au cours des semaines pour le Sable N°2, avec : $Q=80$ L/h, Bentonite de 0.5 g/L

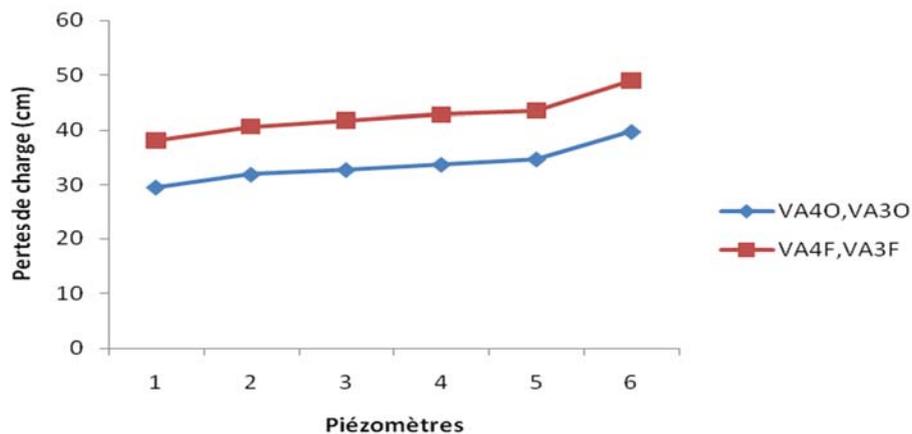


Figure III.3: Evolution des pertes de charge au cours des semaines pour le Sable N°3, avec : $Q=30$ L/h, Bentonite de 0.3 g/L

- **Influence de la MES**

En ce qui concerne les MES on a trouvé que pour un débit de 30l/h, la bentonite donne les pertes de charge les plus faibles (fig III.4, III.5 et III.6), ceci est dû au fait que la bentonite est plus fine que la chaux qui va engendrer un colmatage moins important comparé à celui de la

chaux. Le colmatage progressif des interstices de matériau conduit à une augmentation de la perte de charge; la qualité de l'eau à traiter a un impact sur le taux d'encrassement par contre une autre étude stipule que pour de petites particules, le transport de particules a une composante diffusive relativement plus grande entraînant des dépôts plus poreux et que pour de grosses particules, les trajectoires des particules sont plus balistiques et les dépôts formés sont plus compacts. Par conséquent, pour la même masse de particules déposée, les dépôts formés à des vitesses de fluide plus basses occupent plus d'espace poreux dans le lit filtrant, entraînant une perte de traînée plus importante du fluide, entraînant ainsi des pertes de charge plus élevées [104, 105].

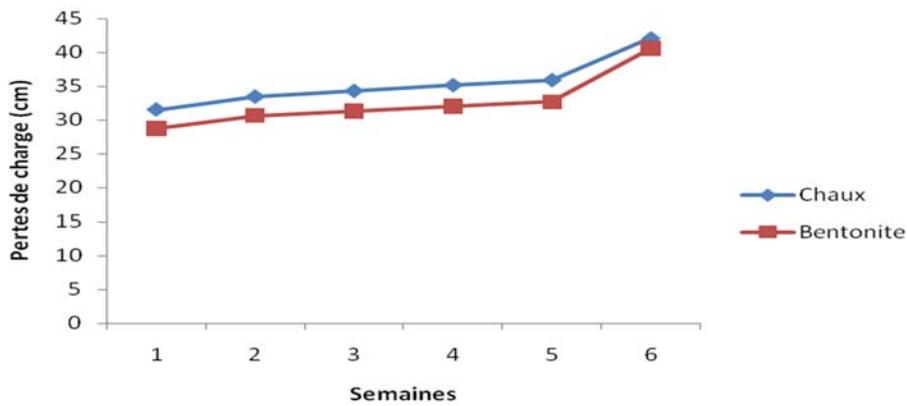


Figure III.4: Evolution des pertes de charge au cours des semaines pour le Sable N°1, avec : $Q=30$ L/h, Concentration des MES de 0.1 g/L

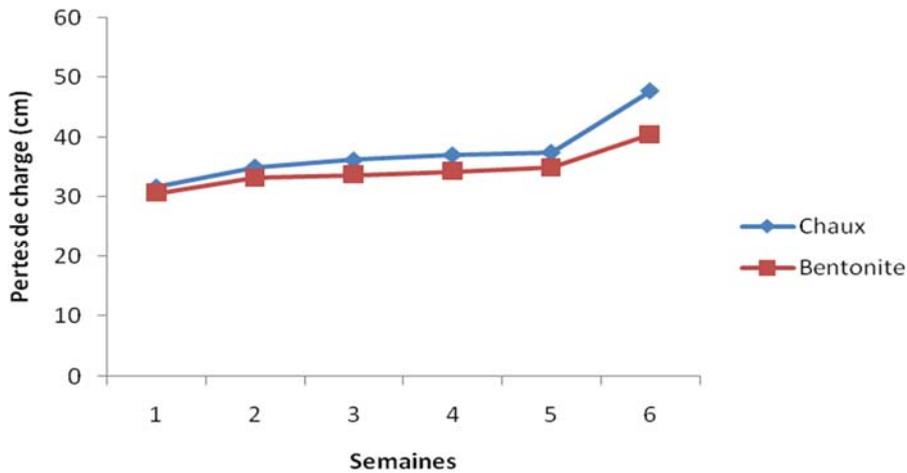


Figure III.5: Evolution des pertes de charge au cours des semaines pour le Sable N°2, avec : $Q=30$ L/h, Concentration des MES de 0.3 g/L

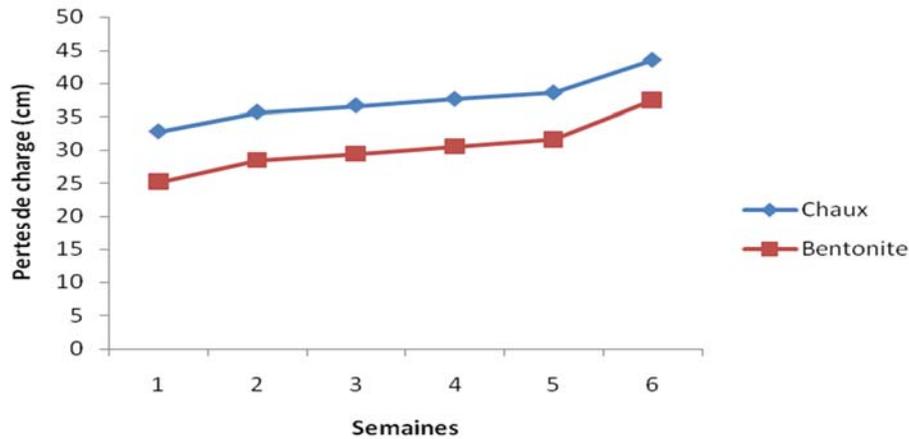


Figure III.6: Evolution des pertes de charge au cours des semaines pour le Sable N°3, avec : $Q=30$ L/h, Concentration des MES de 0.5 g/L

- **Influence de la granulométrie du sable**

Pour ce qui est de l'influence de la granulométrie des trois sables, on a trouvé que le sable N°3 donne les pertes de charge les plus faibles vient ensuite le sable N°1 et enfin le sable N°2 (fig III.7, III.8 et III.9), cela s'explique par leur granulométrie. Ainsi le sable N°3 a la granulométrie la plus élevée cela se traduit par une taille des grains plus importantes et donc un vide ou porosité plus grande et donc un colmatage moins rapide, cependant, les médias filtrants ayant une porosité importante donnent de faibles pertes de charge initiales durant la filtration, mais augmentent en raison de la faible densité du dépôt [106].

On a aussi constaté que pour des débits élevés (120 L/h et 150 L/h) les pertes de charge étaient si importantes qu'elles n'ont pas pu être mesurées par les piézomètres, et que pour les trois sables le débit de 150 L/h n'a pas pu être atteint même après une ouverture totale de la vanne, pour une concentration de bentonite et de chaux de 0.5 g/L. Ceci s'explique par le piégeage des particules en suspension qui a pour conséquence la réduction de la taille des pores et par conséquent la vitesse d'écoulement décroît avec l'augmentation du niveau de colmatage [107, 108], et donc chaque blocage cause une petite réduction de la perméabilité du filtre, et donc le seuil de colmatage est atteint quand la perméabilité disparaît et par conséquent la perte de charge à travers le filtre augmente et, au-delà d'un certain point, le maintien du débit devient si difficile que le cycle de filtration est interrompu [101, 99].

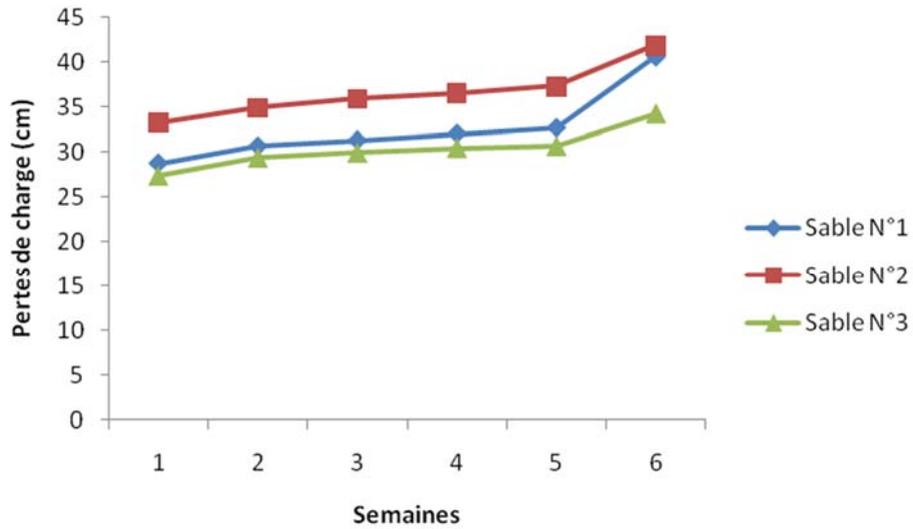


Figure III.7: Evolution des pertes de charge au cours des semaines avec : $Q=30$ L/h, Concentration en bentonite 0.1 g/L

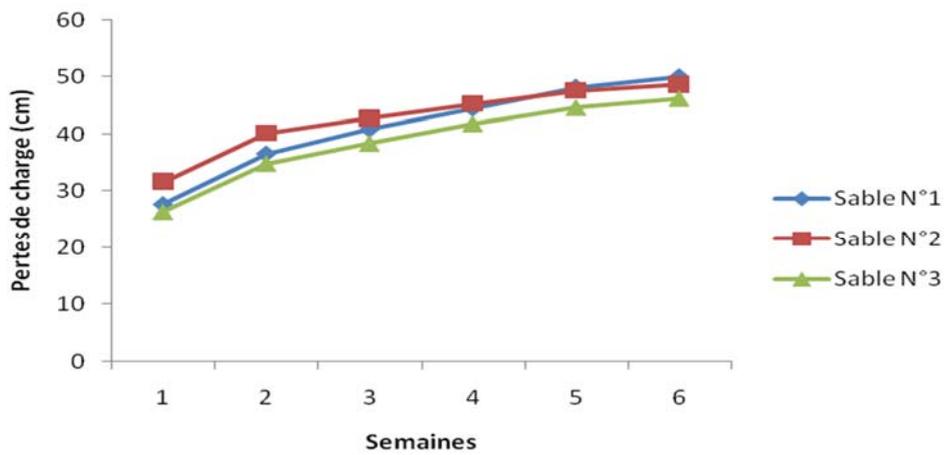


Figure III.8: Evolution des pertes de charge au cours des semaines avec : $Q=80$ L/h, Concentration en bentonite 0.3 g/L

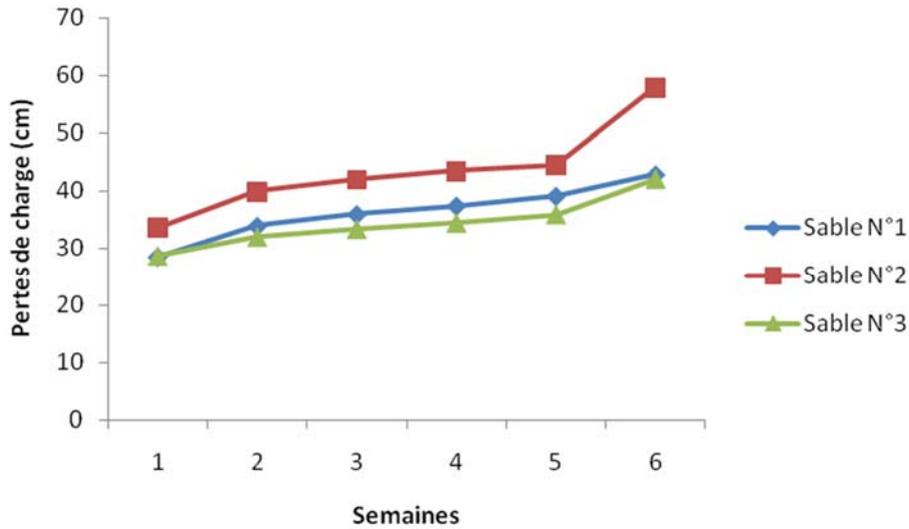


Figure III.9: Evolution des pertes de charge au cours des semaines avec : $Q=50$ L/h, Concentration en bentonite 0.3 g/L

• **Influence du débit**

Pour le débit on a trouvé qu'en maintenant la position des vannes VA30 et VA40, c'est le débit de 30l/h (fig III.10, III.11, et III.12) qui donne les pertes de charge les plus faibles car lorsque le débit augmente une quantité importante de solides pénètre dans le filtre par unité de temps [96] et si la pression augmente les pores vont se colmater plus rapidement juste à cause du nombre de particules qui passent à travers les pores avant colmatage qui deviennent nettement plus rapide [103, 109].

Le processus de colmatage pourrait aussi être retardé à mesure que le débit augmente, et que l'augmentation de la force hydrodynamique surmonte les forces répulsives pour le dépôt de particules et rompt simultanément la liaison inter-particulaire et la paroi de particule [110].

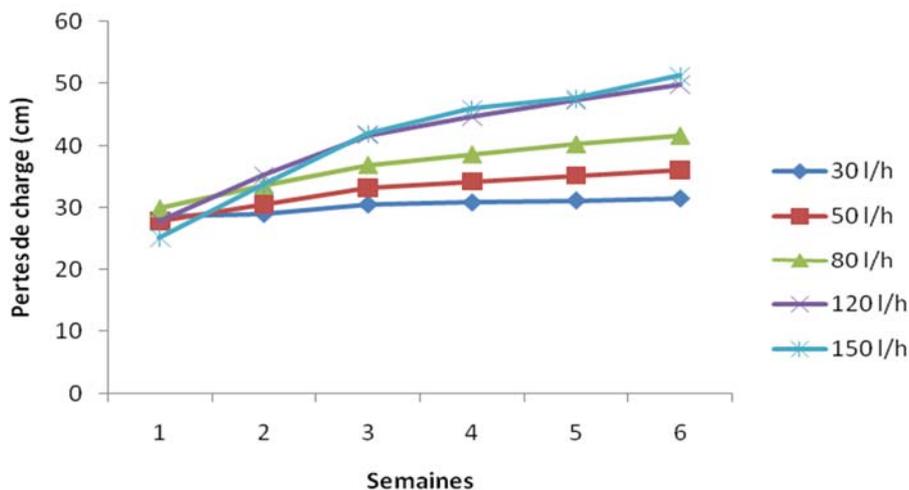


Figure III.10: Evolution des pertes de charge au cours des semaines pour le sable N°1, avec: Concentration en bentonite 0.1 g/L

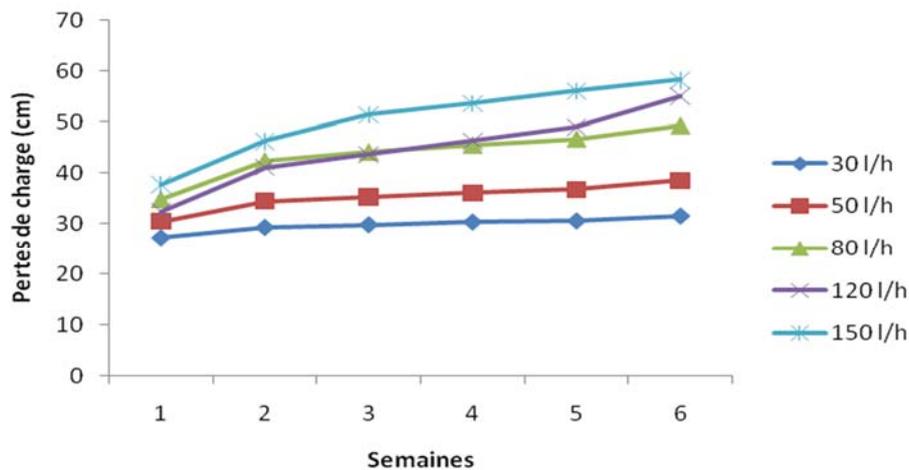


Figure III.11: Evolution des pertes de charge au cours des semaines pour le sable N°2, avec: Concentration en bentonite 0.1 g/L

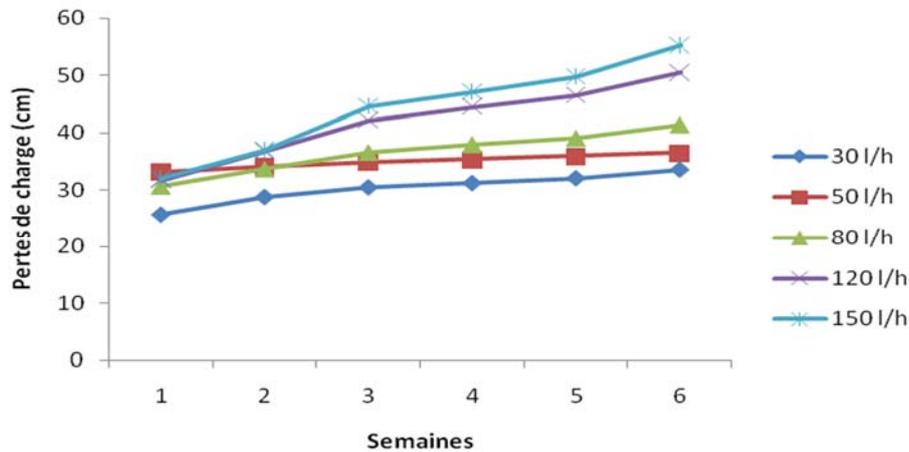


Figure III.12: Evolution des pertes de charge au cours des semaines pour le sable N°3, avec: Concentration en bentonite 0.1 g/L

- **Influence de la concentration**

Selon les figures ci-dessous (fig III.13, III.14 et III.15), les trois sables donnent les pertes de charge les plus faibles pour une concentration (chaux/bentonite) de 0.1 g/l car plus la solution est concentrée plus on a l'accumulation des particules sur la couche filtrante et au bout d'un certain temps on aura la porosité qui diminue avec le temps et par conséquent une augmentation de l'encrassement du filtre, qui peut résulter d'un colmatage mécanique dû au tassement du support de filtration et donc à la réorganisation du squelette solide de la couche de filtre ce qui augmentera les pertes de charge, le taux d'accumulation de perte de charge dans un filtre dépend fortement de la taille des particules en suspension et de la taille des milieux granulaires [106, 104].

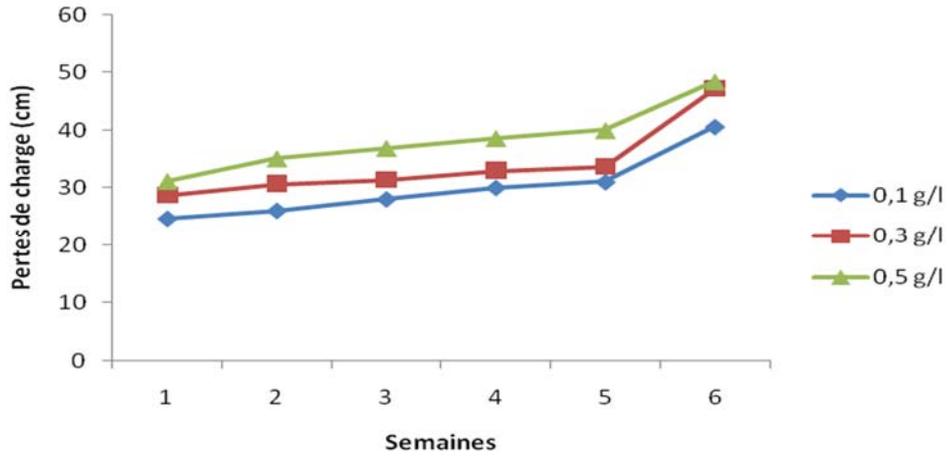


Figure III.13: Evolution des pertes de charge au cours des semaines pour le sable N°1, avec: $Q= 30L/h$, Concentration en bentonite

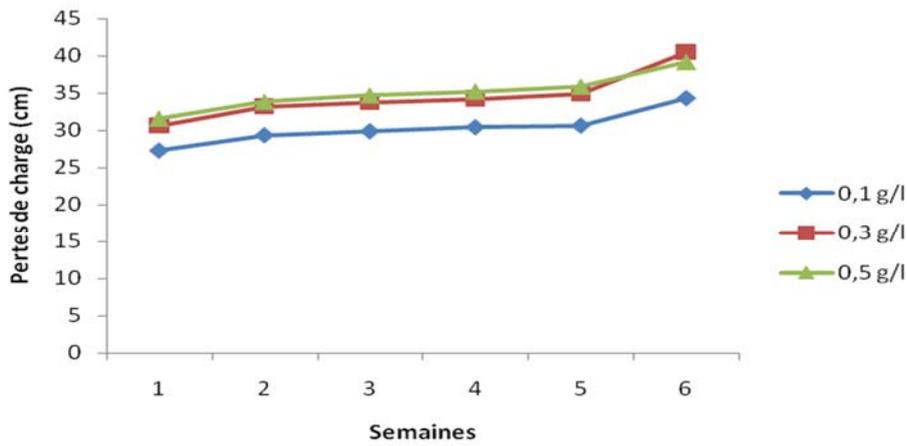


Figure III.14: Evolution des pertes de charge au cours des semaines pour le sable N°2, avec: $Q= 30L/h$, Concentration en bentonite

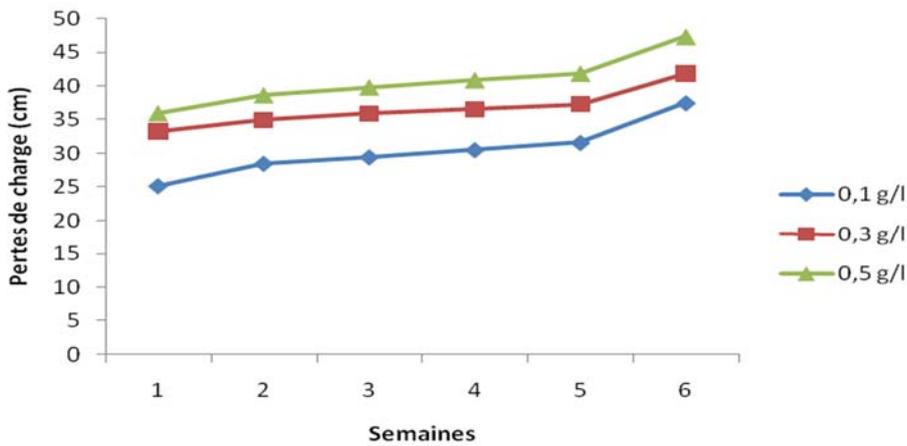


Figure III.15: Evolution des pertes de charge au cours des semaines pour le sable N°3, avec: $Q= 30L/h$, Concentration en bentonite

III.4.1.2. Etude de la turbidité

Le mécanisme de purification et l'élimination des particules et des polluantes organiques et la réduction de la turbidité est censé être à travers la déformation de surface, il dépend du type de filtre à savoir ; la hauteur du filtre, le type et la granulométrie du sable qui influent sur le taux d'élimination des polluants [111, 112].

L'étude de la turbidité a été faite seulement pour un débit de 30l/h avec la position de vannes VA30 et VA40 (paramètres qu'on a trouvé précédemment donnant les pertes de charge les plus faibles). Dans cette partie on s'est intéressé à l'influence de la granulométrie des trois sables sur la turbidité pour pouvoir faire notre choix par la suite et utiliser celui qui donne la turbidité la plus faible (donc une meilleur rétention des MES).

- **Influence de la concentration**

On a trouvé qu'on a une bonne réduction de la turbidité pour les trois sables ; La réduction de la couleur est due, fort probablement, à la disparition totale de la matière organique biodégradable et non biodégradable, de la matière colloïdale et de la MES quand l'eau passe à travers le Schmutzdecke dont le principal processus est la déformation mécanique de la majeure partie de la matière en suspension dans une couche mince et dense dans laquelle les pores peuvent être très inférieurs au micron les MES seront mieux retenues par le filtre [113, 114].

Mais on a aussi trouvé que plus le débit augmente plus la turbidité augmente, ceci à cause de la masse du flux des particules qui ne peut pas vaincre la force de surface particule/pore et donc les particules ne peuvent pas se déposer, ceci se réfère au flux de densité critique et lorsque le débit est fort, il est difficile aux particules de s'accumuler et donc les particules vont être entraînées vers la sortie du filtre [115, 116]. On a aussi trouvé que lorsqu'on augmente la concentration de MES (bentonite / chaux) on remarque une augmentation de la turbidité (fig III.16, III.17 et III.18), la concentration de 0,1 g/l donne la plus faible turbidité et 0,5 g/l donne la plus élevée, car au fur et à mesure que les particules s'accumulent et plus l'eau est concentrée le dépôt engendre le rétrécissement des pores entre les grains de sable, le chemin d'écoulement devient plus étroit ce qui augmente de manière significative le taux de cisaillement, en conséquence, les particules sont « brisées » et balayées donc plus le taux de cisaillement augmente ainsi que la vitesse locale, la contrainte appliquée aux particules devient plus grande et il est plus difficile d'accumuler les particules qui se détachent relativement plus facilement [117-119].

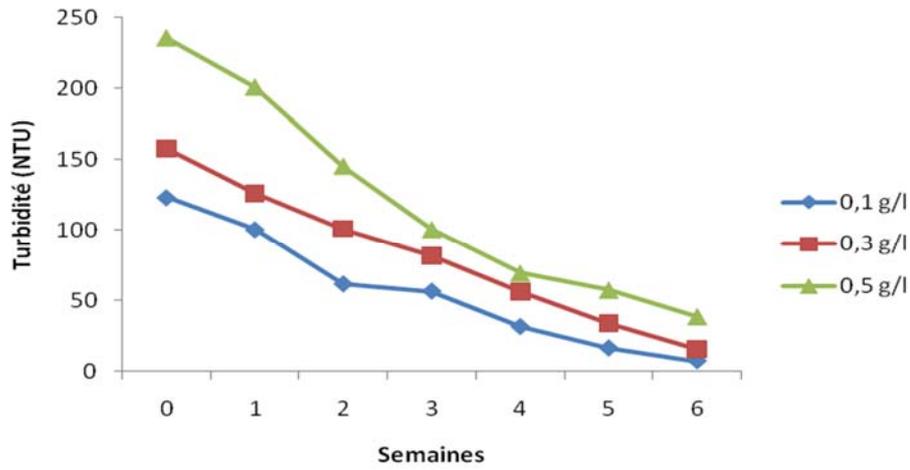


Figure III.16: Evolution de la turbidité au cours des semaines pour le sable N°1, avec: $Q= 30L/h$, Concentration en bentonite

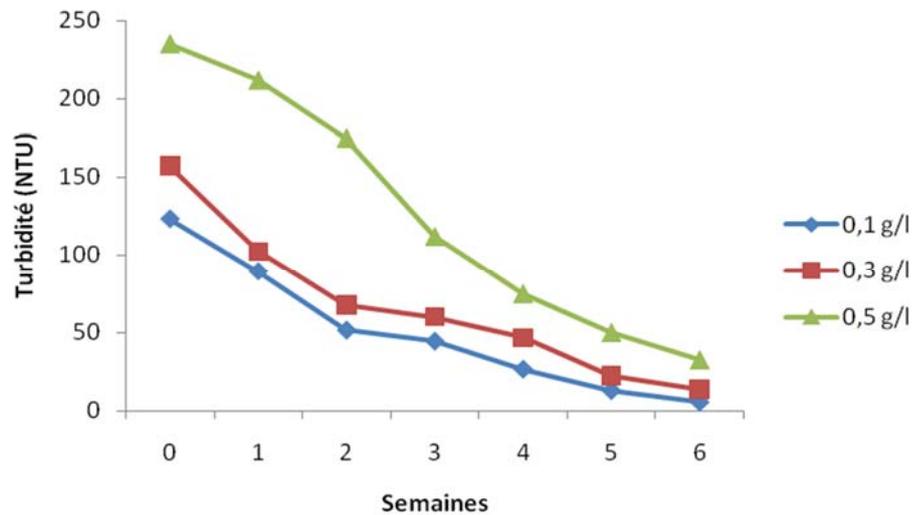


Figure III.17: Evolution de la turbidité au cours des semaines pour le sable N°2, avec: $Q= 30L/h$, Concentration en bentonite

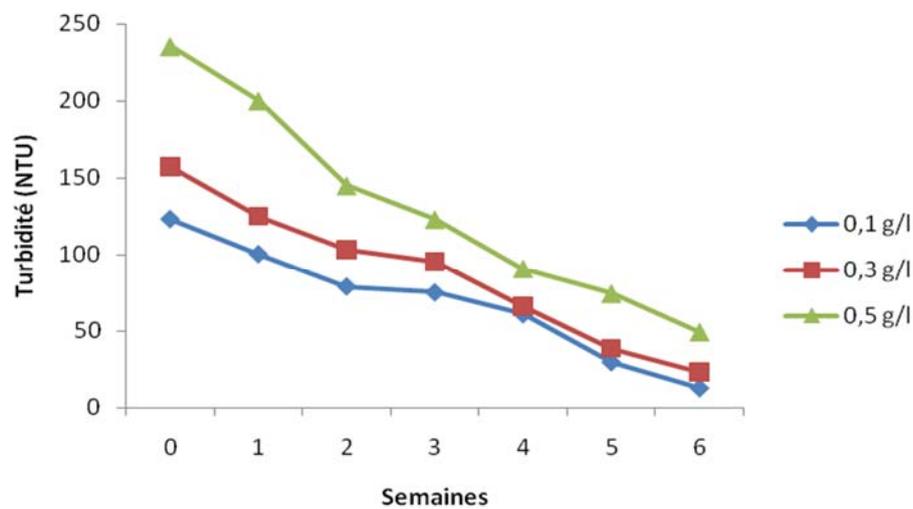


Figure III.18: Evolution de la turbidité au cours des semaines pour le sable N°3, avec: $Q= 30L/h$, Concentration en bentonite

• **Influence des MES**

On a constaté que pour les mêmes concentrations (chaux/ bentonite), l'échantillon à base de chaux donne une turbidité plus importante à celle de la bentonite mais que par contre après filtration on obtient une turbidité plus faible pour l'échantillon à base de chaux (fig III.19, III.20 et III.21). Cela est dû au fait que la bentonite a une taille inférieure à celle de la chaux. Les plus grosses particules sont plus faciles à déposer dans les pores, ce qui diminue la perméabilité et rétrécit le canal poreux. Pendant ce temps, des particules plus fines peuvent conduire à un blocage moins sérieux que les particules plus grossières, et provoquer par la suite une concentration plus élevée dans la sortie et donc une turbidité plus importante. Par conséquent, lorsque la taille des particules augmente, il est plus difficile de détacher les particules une fois qu'elles sont fixées à la surface du grain du filtre [120, 121].

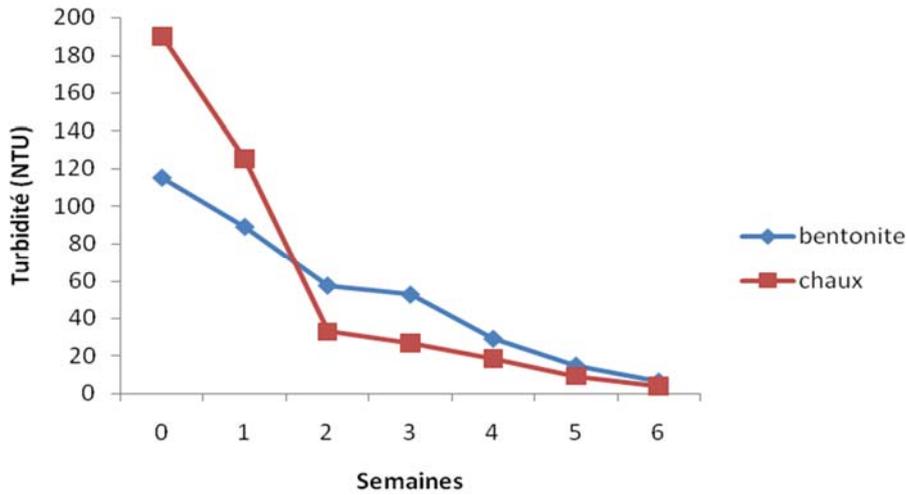


Figure III.19: Evolution de la turbidité au cours des semaines pour le sable N°1, avec: $Q= 30L/h$, Concentration de 0.1 g/L

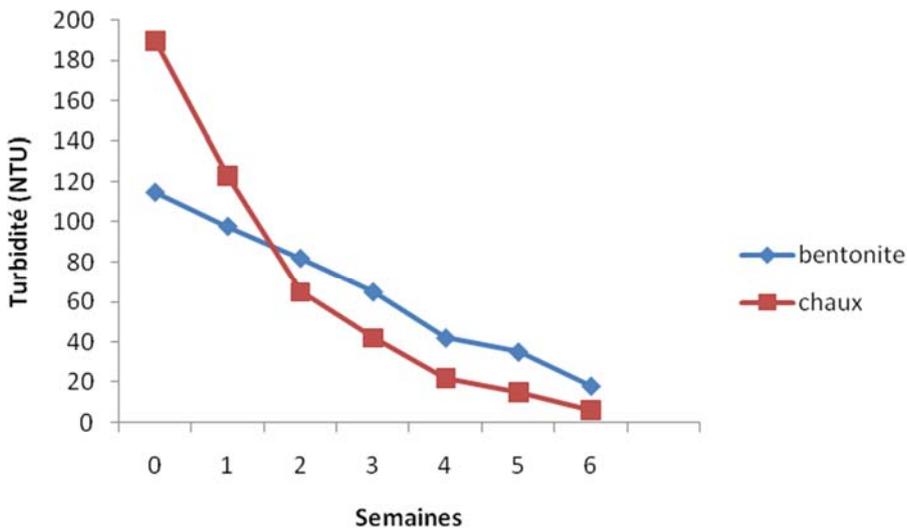


Figure III.20: Evolution de la turbidité au cours des semaines pour le sable N°2, avec: $Q= 30L/h$, Concentration de 0.1 g/L

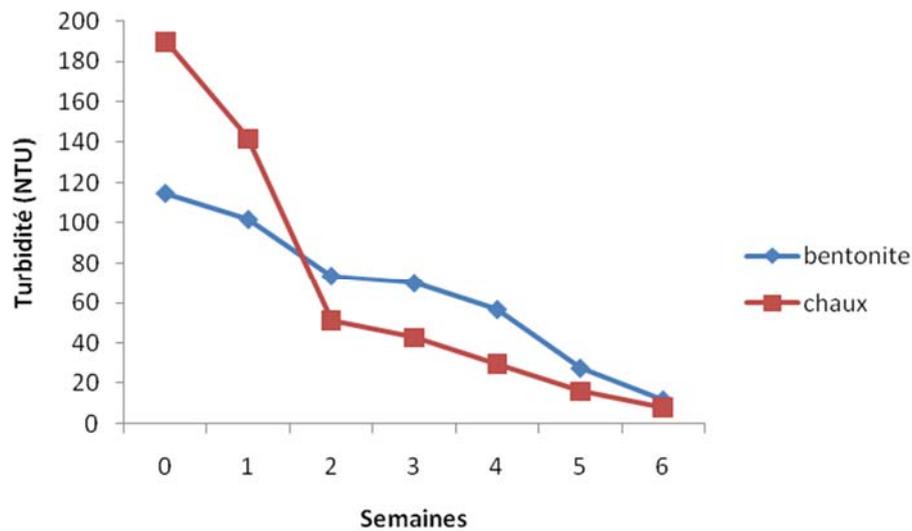


Figure III.21: Evolution de la turbidité au cours des semaines pour le sable N°3, avec: $Q= 30L/h$, Concentration de 0.1 g/L

- **Influence de la granulométrie**

Pour chacun des trois sables les valeurs de la turbidité changent pour une même concentration de chaux et de bentonite et un même débit, c'est le sable N°2 qui donne la turbidité la plus faible vient ensuite le sable N°1 et enfin le sable N°3 (fig III.22, III.23 et III.24), les valeurs les plus faibles enregistrées sont de 2,56, 4,06 et 8,66 NTU respectivement pour un débit de 30 l/h et une concentration de chaux de 0.1 g/l et une turbidité initiale de 115 NTU et les valeurs maximales enregistrées sont de 81,1, 95,65 et 117,48 NTU respectivement pour un débit de 150 l/h et une concentration de 0,5 g/l de bentonite et pour une turbidité initiale de 220 NTU.

Le sable N°2 donne les meilleurs résultats car il a la plus faible granulométrie. Selon Chang *et al.* (2008) [122] plus les grains sont petits, plus les dimensions des pores sont petites, de même, la distribution de taille des pores est également liée à la distribution granulométrique. Ceci explique les résultats trouvés pour le sable N°2 qui a la meilleure rétention des particules donc une bonne réduction de la turbidité de l'eau, vient ensuite le sable N°1 et le sable N°3 avec des granulométries plus élevées.

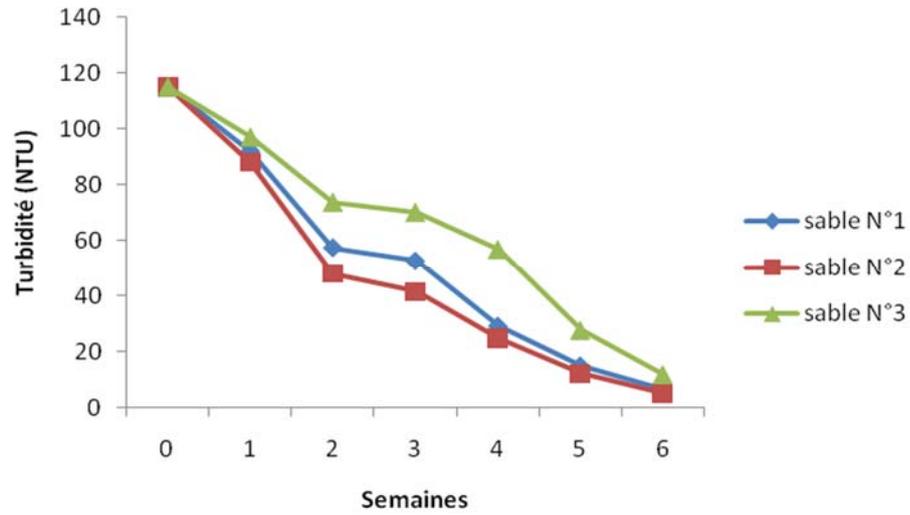


Figure III.22: Evolution de la turbidité au cours des semaines pour le sable N°3, avec: $Q= 30L/h$, Bentonite de 0.1 g/L

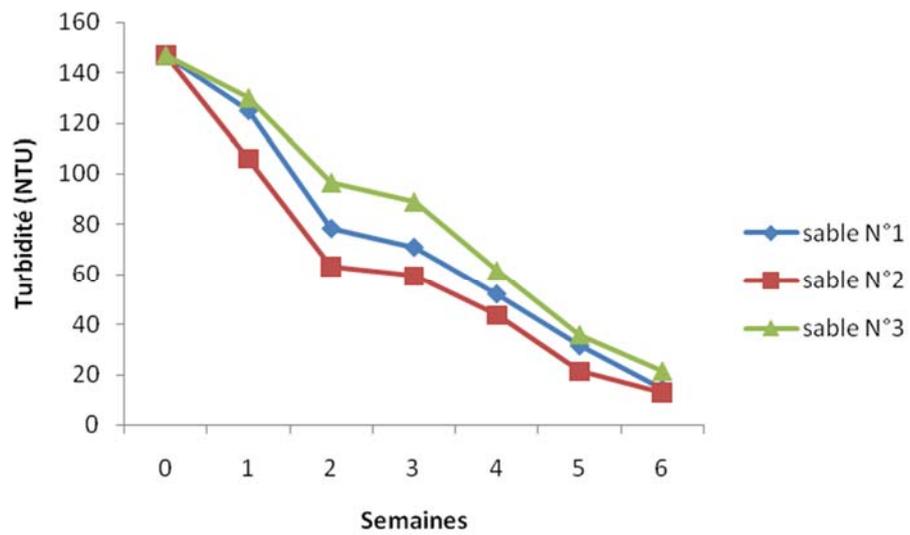


Figure III.23: Evolution de la turbidité au cours des semaines pour le sable N°3, avec: $Q= 30L/h$, Bentonite de 0.3 g/L

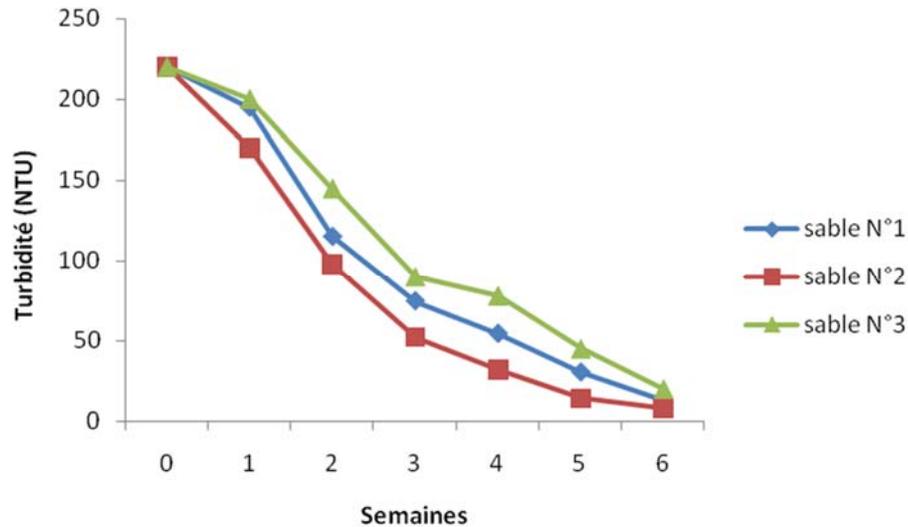


Figure III.24: Evolution de la turbidité au cours des semaines pour le sable N°3, avec: $Q= 30L/h$, Bentonite de 0.5 g/L

III.4.1.3. Choix des conditions optimales

Les conditions optimales choisies pour faire l'étude de la filtration sur sable des eaux usées de la STEP sont :

-Position de vannes VA30 et VA40 : Les deux vannes ouvertes ont données les pertes de charge les plus faible

-Débit de 30 L/h : Ce débit a donné les pertes de charge les plus faible, ainsi qu'une faible turbidité. On peut considérer que la filtration qui sera effectué pour notre étude est une filtration lente sur sable (30 L/h correspondent dans notre filtre à une vitesse de 3,5 m/h).

-Sable N°2 : Ce sable a donné les pertes de charge les plus élevées, mais aussi les turbidités les plus faibles. On a opté pour ce sable en prenant en compte la qualité de l'eau et donc la plus faible turbidité observée.

On peut voir que pour un même paramètre, on peut obtenir à la fois une turbidité faible et une importante perte de charge. Il faut donc trouver un compromis entre perte de charge et turbidité.

III.4.2. Etude de la filtration sur sable et de l'adsorption sur CAG des eaux de la STEP

L'eau de la STEP de Ain El Houtz alimente d'abord le filtre à sable (FS) (Sable N°2) avec un débit de 30L/h, ensuite il passe vers le filtre de charbon actif en grain (FCAG).

III.4.2.1. Etude des pertes de charge

Selon le graphe ci-dessous (fig III.25), on remarque que le développement de la perte de charge varie linéairement en fonction du temps, ce qui a aussi été observé par Kellil et

Bensafia (2003) [97], qui l'ont traduit par une bonne filtration en profondeur dans le lit filtrant.

Les pertes de charge sont affectées par l'accumulation de solides dans le lit filtrant durant la filtration, nous avons observé que le colmatage du filtre était principalement physique en raison du dépôt de solides qui peut être très rapide ; en quelques semaines seulement. Cependant, selon Rolland *et al.* (2009) [100] et Youngseok *et al.* (2017) [119], il est typique que les particules se déposent sur la paroi d'un canal et que la rétention des particules pose plusieurs problèmes, tels qu'une chute de pression, un colmatage ou un encrassement.

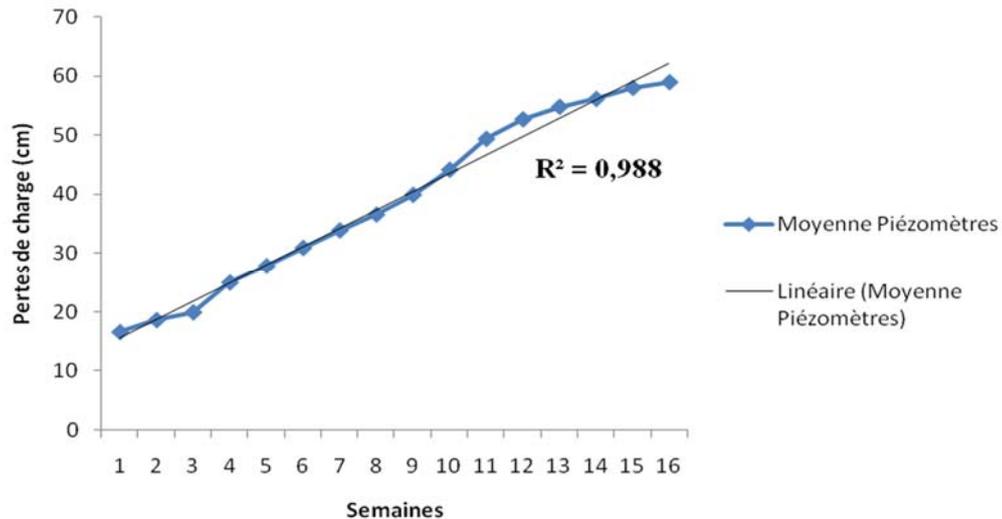


Figure III.25 : Evolution des pertes de charge durant la filtration sur sable

Ramachandran et Fogler (1999) [123] ont trouvés que la formation de particules plus petites que la taille des pores provient de la formation de ponts hydrodynamiques (fig III.26) lors de la filtration en bout à bout, et que bien que la taille des particules soit inférieure à la taille des pores, le colmatage est créé par une formation de ponts hydrodynamique, ainsi une augmentation de la perte de charge se produit lorsque la force hydrodynamique est suffisamment forte pour vaincre la force de répulsion colloïdale de la surface inter-particulaire et particule-pore

L'augmentation de la perte de charge au cours du cycle de filtration peut être traduite par deux hypothèses selon Skaf *et al.* (2015) [124]; dont la première due au fait que la partie supérieure du lit ait atteint un stade non rétentif, c'est-à-dire l'incapacité du milieu filtrant à collecter les particules dans la partie supérieure du lit et que d'autres dépôts se seraient produits principalement dans la partie inférieure du lit, ce qui entraînerait une augmentation de la perte de charge dans l'ensemble du lit, tandis que la perte de charge dans la partie supérieure du lit resterait constante. La seconde hypothèse est que même si les dépôts de particules se poursuivent dans la partie supérieure du lit, l'accroissement des contraintes de cisaillement dans le lit peut balayer les dépôts et transporter les fragments dans la partie inférieure du lit.

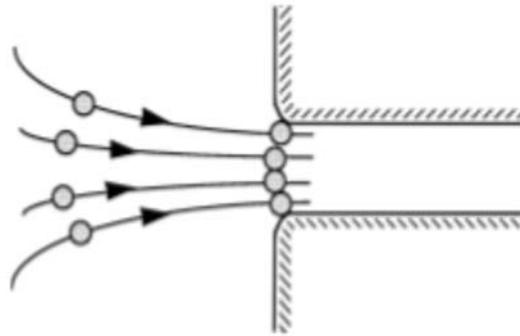


Figure III.26: Rétention de particules par ponts hydrodynamique [124]

III.4.2.2. Etude des paramètres physico-chimiques

- **Evolution de la conductivité**

Lors des six premières semaines (fig III.27), il se produit une augmentation de la conductivité électrique après passage sur lit de sable, passant de $899 \mu\text{S} / \text{cm}$ à $1106 \mu\text{S} / \text{cm}$. On remarque aussi que les valeurs de la CE des filtrats issues de la filtration sur sable sont supérieures aux valeurs des eaux usées épurées. On observe aussi l'augmentation de la conductivité après passage de l'eau épurée filtrée sur le CAG passant de $950 \mu\text{S} / \text{cm}$ à $998 \mu\text{S} / \text{cm}$ à la fin de la 1^{ère} semaine.

Cette augmentation de la CE en début de fonctionnement des filtres a aussi été observée par Khengaoui *et al.* (2015) [125], qui l'ont justifiés par à une concentration élevée en sels provenant de la transformation de la matière organique en sels dissous et au lessivage des minéraux du sable et du CAG ou bien d'autres sources de sels solubles par effet d'ions communs par exemple (impact lié à la composition de l'effluent traité) ou par activité microbienne lors de la maturation des filtres. Selon Ben Abbou et El Haji (2014) [113], cette phase représente l'étape de lixiviation des filtres solubles qui est le point de départ de la lixiviation des sels existant dans le sable et le charbon actif.

Murphy *et al.* (2010) [126], Young-Rojanschi et Madramootoo (2015) [127], Lyda Patricia Sabogal-Paz *et al.* (2020) [128], et Alanna Maria do Nascimento Bezerra *et al.* (2020) [129] ont aussi remarqués cette augmentation de la conductivité au début du cycle de filtration, qu'ils ont attribuée au temps de rétention de l'eau dans le filtre et à la lixiviation du média filtrant utilisé.

Les six dernières semaines sont caractérisées par une diminution remarquable des valeurs de conductivité pour le filtre à sable et CAG de 54% et 60% respectivement. Cette rapide diminution a aussi été observée par Achak *et al.* (2009) [130] Roth *et al.* (2015) [131] qui illustre l'apparence du phénomène de colmatage du filtre par la matière organique ainsi que les sels précipités, ces particules retenues par le filtre vont réduire la perméabilité du milieu filtrant et par conséquent l'espace des pores ce qui va faciliter la rétention des fines particules (sels).

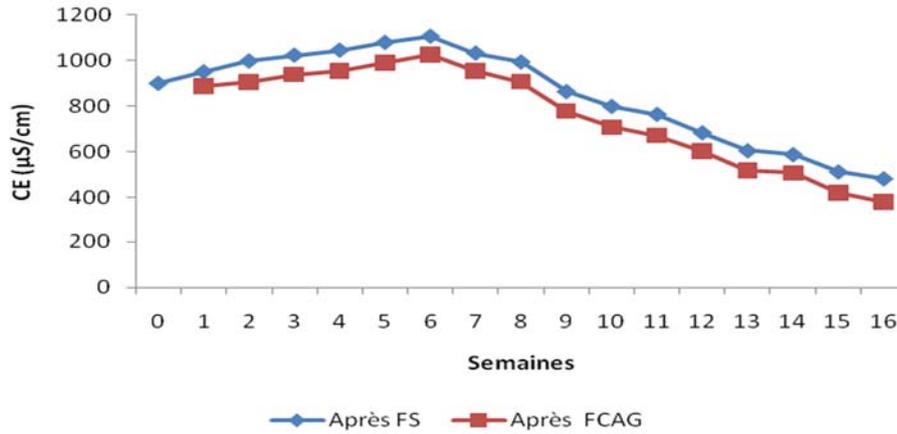


Figure III.27 : Evolution de la conductivité électrique au cours de la filtration sur sable et CAG

• Evolution du pH

Les valeurs du pH (fig III.28) de l'eau filtrée (sable et CAG) sont supérieures à celles de l'eau brute (eau usée épurée), cette augmentation pourrait être le résultat de la disparition des protons, du piégeage des acides organiques des eaux brutes, et du pouvoir tampon du sable (8,4) et du CAG (8) et son aptitude à s'opposer à la variation du pH, mais aussi, cela pourrait être dû à la présence de sels alcalins ou de la dissolution de certains sels existants lors de l'écoulement de l'effluent, ce qui provoque certaines réactions chimiques à l'intérieur des filtres [130, 113].

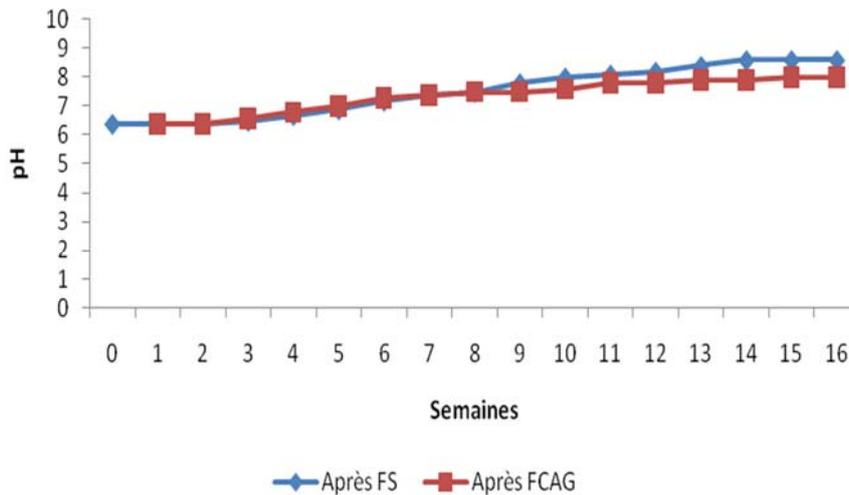


Figure III.28 : Evolution du pH au cours de la filtration sur sable et CAG

• Evolution de la turbidité et des MES

Durant la filtration sur sable, on remarque (fig III.29 et III.30) une légère baisse de la turbidité et des MES durant les trois premières semaines de 54 à 48 NTU et de 100 à 78 mg/L respectivement, cet abattement est dû principalement à des processus physiques (filtration et sédimentation) et au tamisage au niveau du massif filtrant [130]. La performance du filtre à

sable s'est améliorée après la troisième en raison du colmatage progressif des plus petites tailles de pores et de l'augmentation de la tension dans la couche supérieure du filtre, améliorant ainsi l'élimination de la turbidité en réduisant efficacement la taille des pores du filtre et donc la rétention de plus de particules [96]. Cette tendance peut concorder avec la maturation du filtre qui aide à l'amélioration de l'efficacité d'élimination du filtre par l'interaction des contaminants avec le schmutzdecke composé principalement par des protozoaires, bactéries, algues et autres formes de vie dans le lit filtrant qui est considéré comme la réduction principale de la turbidité [132]. Lorsque l'eau passe à travers le Schmutzdecke, les particules en suspension peuvent être piégées dans le filtre et la matière organique dissoute est adsorbée et métabolisée par les microorganismes [133].

A partir de la 12^{ème} semaine, on remarque une augmentation de la turbidité ainsi que des MES qui passe de 5 à 14 NTU et de 48 à 52 mg/l respectivement, ceci pourrait être expliquée par le fait que les particules en suspension entraînent un encrassement du filtre en obturant les pores, ainsi le chemin d'écoulement devient plus étroit ce qui augmente de manière significative le taux de cisaillement, en conséquence la partie des matières déjà déposées sur le support va être détachée ou brisée et ensuite balayée vers la sortie du filtre [7, 99, 111].

Des résultats similaires à notre étude (94% de réduction pour la turbidité, et 56% pour les MES après FS) ont été trouvés par Babashola D. Odugbose *et al.* (2020) [134], Ajay Kumar Vashisht et Prem Ranjan (2020) [135], Jie Fu *et al.* (2017) [136], et Alanna Maria do Nascimento Bezerra *et al.* (2020) [129], qui ont trouvés une réduction de turbidité après filtration sur sable de 96%, 84%, 99%, 89%, respectivement, et une réduction en MES par Sunil P *et al.* (2020) [137] et Khaled A. Ibrahim *et al.* (2020) [138] de 69% et 53% respectivement.

Concernant les résultats obtenus lors de la filtration sur charbon actif (fig III.29 et III.30), on n'observe aucune variation significative de la turbidité et des MES, car la granulométrie du charbon actif est supérieure à celle du sable, et donc ce qui n'est pas retenu par le filtre à sable ne peut être retenu par le CAG.

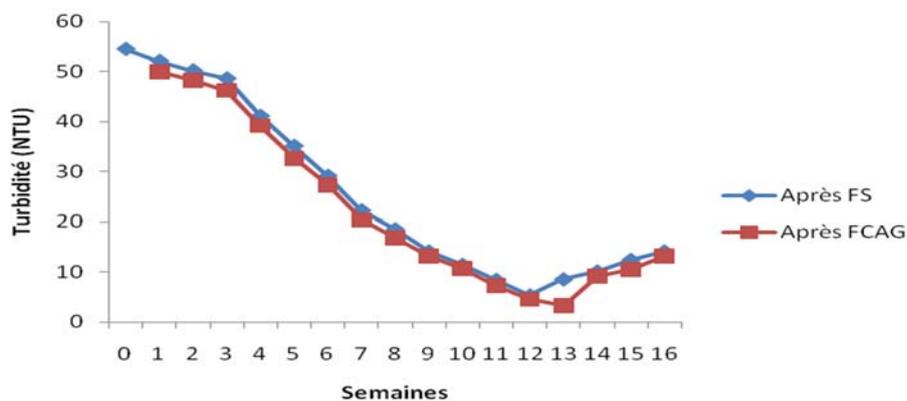


Figure III.29 : Evolution de la turbidité au cours de la filtration sur sable et CAG

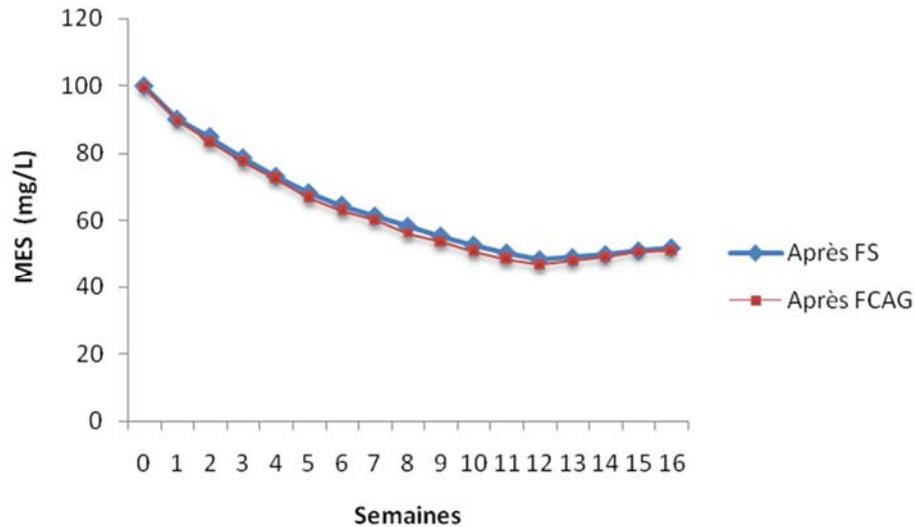


Figure III.30 : Evolution de la MES au cours de la filtration sur sable et CAG

- **Evolution de la DBO et DCO**

La filtration sur sable donne une bonne réduction de la DBO et de la DCO de 84% et 73% respectivement (fig III.31). Cette réduction se poursuit sur le CAG de 51% pour la DBO et 38% pour la DCO. Selon Do Carmo Lourenço da Silva (2008) [7], ce phénomène peut être justifié par la formation probable de biofilm, en particulier au niveau de la couche superficielle des deux filtres, ce qui favorise la décantation de la matière organique et donc sa dégradation par les bactéries.

Cette phase s'appelle « *la période de maturation des filtres* » où le filtre à sable commence à se fissurer après 7 jours de fonctionnement, il s'ensuit une activité biologique entraînant la dégradation des matières organiques dans le filtre. Par conséquent, la présence d'une petite quantité de matière organique contribue à accélérer la maturation des filtres, et donc favoriser la formation rapide de la biomasse [139]. Cette forte réduction de la DBO et de la DCO indique qu'une bonne assimilation bactérienne prend place dans les deux filtres (à sable et à CAG), mais aussi que la flore microbienne du biofilm formé s'est acclimaté avec la composition de l'effluent au fur et à mesure des semaines ce qui facilite la dégradation des composés biodégradables [130].

Babashola D. Odugbose *et al.* (2020) [134] ont trouvé une réduction de 38 à 57% pour la DBO et de 26 à 46% pour la DCO après filtration sur sable, ce taux d'élimination est moins important que celui qu'on a trouvé (dans notre étude 84% pour la DBO et 73% pour la DCO), ce qui peut être expliqué par le fait que la hauteur de notre lit de sable est plus importante (50cm) que celle de Babashola D. Odugbose *et al.* (2020) [134] qui est de 30 cm. La hauteur du lit du matériau filtrant joue un rôle important dans l'efficacité de rétention car plus il est profond plus le temps de rétention est important.

Sunil P. Lohani (2020) [137], et Erina Rahmadyanti Agus Wiyono et Guntur Arif Firmansyah (2020) [140], et Alanna Maria do Nascimento Bezerra (2020) [129] ont trouvés des résultats

similaires à notre étude, avec une réduction de la DCO de 71%, 73%, et 81% respectivement après FS. De même pour la FCAG, où Jie Fu et al. (2016) et Stéphanie M. Riley *et al.* (2018) [141] ont trouvés une réduction de la DCO de 62% et de 81% (après 8 semaines) respectivement.

Lors des trois dernières semaines, on remarque une réduction moins importante de la DBO et DCO pour les deux filtres ; cette décroissance des performances est caractérisée par la ‘fatigue’ des filtres indiquant le début de leur crevaison mais les résultats restent acceptables malgré l'usure des filtres [142].

La crevaison du filtre ou le point de percement, est lorsque l'eau à l'entrée du filtre est la même qu'à la sortie, ou même que la qualité de l'eau au lieu d'être améliorée, elle est encore plus chargée ; on peut prendre l'exemple de la turbidité, si la turbidité avant filtration est la même (ou bien plus élevée) qu'après passage dans le filtre.

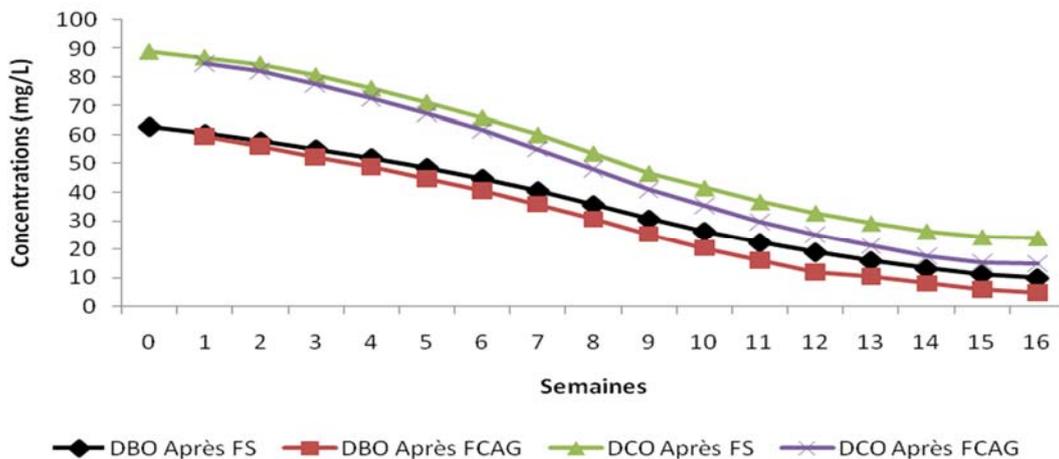


Figure III.31 : Evolution de la DBO et DCO au cours de la filtration sur sable et CAG

- **Evolution du magnésium, calcium, dureté, et chlorures**

On remarque d'après les graphes ci-dessous (fig III.32 et III.33) une réduction de la dureté de 20%, du magnésium de 28%, du calcium de 52% et des chlorures de 28% après filtration sur sable. Cette réduction est principalement due au colmatage du filtre qui réduit le diamètre des pores mais aussi par le phénomène d'adsorption de ces éléments sur les MES qui vont être retenues par le filtre.

Après filtration sur CAG, la réduction s'est poursuivie avec 62% pour le magnésium, 60% pour la dureté, 83% pour les chlorures et 80% pour le calcium, cette réduction est due à l'importante surface d'adsorption du CAG qui lui confère cette possibilité de rétention de ces éléments. Selon Mahlangu *et al.* (2011) [111], la réduction du magnésium peut se faire par échange d'ions qui dépend de la charge globale du CAG. La réaction se passe entre les groupements fonctionnels de la surface du bio-adsorbant (CAG) et les éléments de la solution comportant une charge positive (magnésium) en solution aqueuse, à travers la complexation ou l'échange cationique avec les charges négatives de la surface de l'adsorbant et donc on

peut s'attendre à ce que le CAG favorise l'élimination de cations tels que le magnésium et le calcium.

Durant les trois dernières semaines, on remarque une diminution de la performance des deux filtres, qui peut s'expliquer par la saturation de la surface d'adsorption du CAG et du relargage des particules déposées sur le filtre à sable.

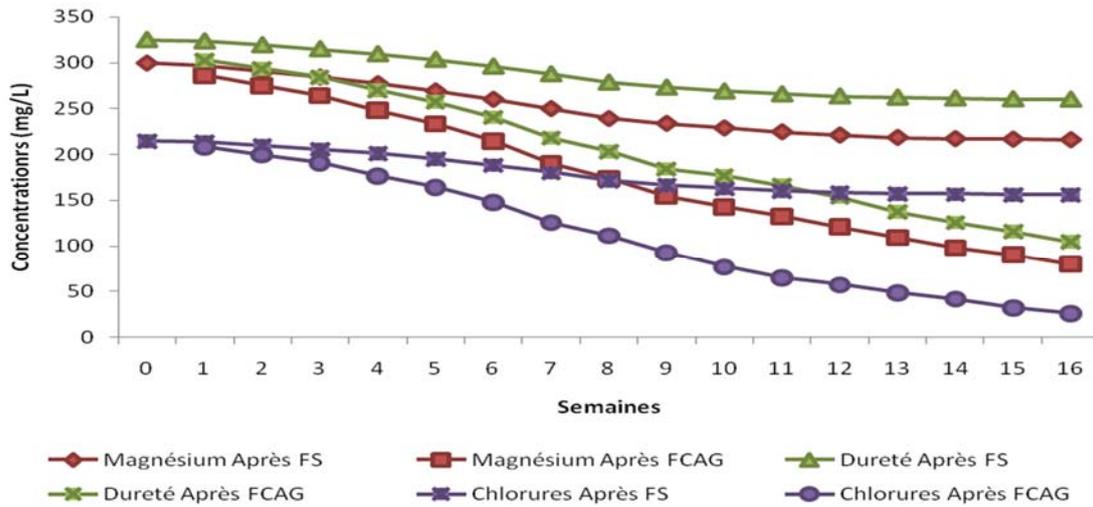


Figure III.32: Evolution du magnésium, dureté, au cours de la filtration sur sable et CAG

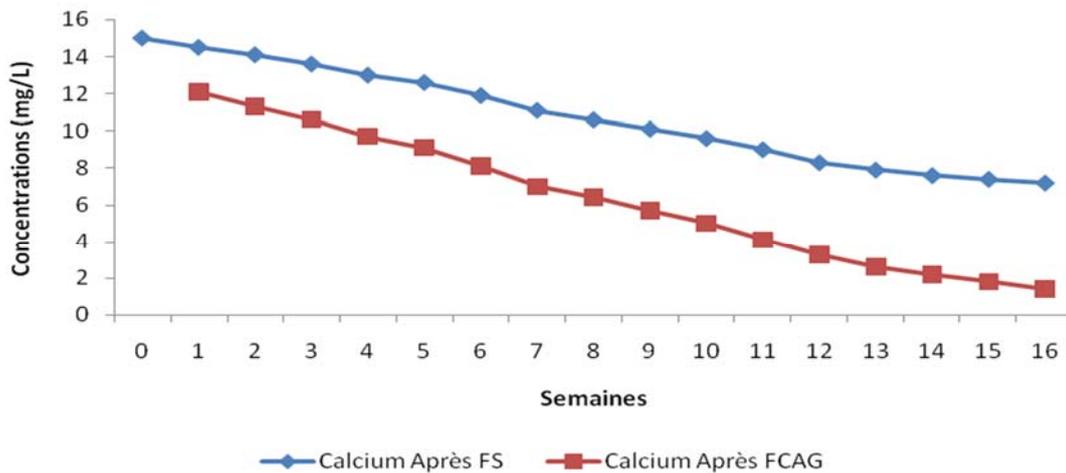


Figure III.33: Evolution du calcium au cours de la filtration sur sable et CAG

• Evolution des nitrates et phosphates

On note une légère augmentation des nitrates au cours de la filtration sur sable, ainsi qu'une légère diminution des phosphates de 7% (fig III.34); cette tendance est due beaucoup plus à l'enrichissement des eaux en nitrates qu'à la dénitrification biologique, ce qui veut dire que dans ce filtre, la réaction de nitrification qui se déroule pendant les six semaines de fonctionnement semble l'emporter sur la dénitrification biologique [143]. Les micro-

organismes nitrifiants sont connus pour être la population de la communauté microbienne dominante sur le filtre à sable et leur activité est inhibée par de faibles qui se caractérise par une baisse d'enlèvement de l'ammoniaque, la température durant notre étude variait de 20°C à 28°C ce qui explique la bonne nitrification des eaux et l'augmentation des nitrates dans l'eau filtrée [144, 145].

La faible réduction des phosphates est due à l'environnement aérobie dans le filtre qui ne permet pas aux micro-organismes de consommer l'oxygène des phosphates (PO_4^{3-}) et donc de les éliminer car l'élimination du phosphore nécessite des conditions anaérobies [146].

De la 6^{ème} à la 14^{ème} semaine on remarque une forte réduction des nitrates de 83% et des phosphates de 67%, au-delà de la sixième semaine s'installe des conditions plus favorables de dénitrification et déphosphatation, le milieu saturé en matière organique devient de plus en plus anoxique pour favoriser le déplacement de l'oxygène des phosphates et des nitrates (respiration des nitrates) par l'intermédiaire de bactéries dénitrifiantes [143].

Durant les deux dernières semaines, on note une légère augmentation des nitrates et des phosphates, ces résultats pourraient être dus à la saturation de la surface filtrante en matières organiques azotées et phosphorées présentes dans l'eau brute et à l'insuffisance d'oxygène, qui engendre l'inhibition de l'activité bactérienne qui n'arrive plus à réaliser la transformation de ces composés. D'où la libération de nitrate occasionné par la présence massive d'ammonium et la stabilisation de l'azote organique contenu dans la couche de sable. Il faut accorder au filtre un temps de fonctionnement assez long afin d'assurer plus efficacement l'enlèvement des nitrates. Paradoxalement, plus le temps de fonctionnement augmente, plus des ions ammonium sont libérés [143].

Concernant la filtration sur CAG des nitrates et des phosphates, on remarque une faible réduction des nitrates de 10% et de 7% pour les phosphates durant les sept première semaine ; cette réduction pourrait être expliquée par le fait que lorsque le pH de l'eau est acide, la charge négative à la surface du CAG est réduite due à la minéralisation et l'excès en protons H^+ en solution et fait que le nombre de charge positives augmente ce qui va favoriser l'adsorption des anions (nitrates NO_3^- et phosphates PO_4^{3-}) due à l'attraction électrostatique [147]. Le pH de l'eau dans notre étude variait pendant cet intervalle de 6.4 à 7.4, d'où la faible réduction des nitrates et des phosphates car lorsque le pH tend vers la neutralité les charge à la surface du CAG sont nulles et donc l'effet électrostatique est annulé.

A partir de la 8^{ème} semaine, on remarque une bonne réduction des nitrates de 43% et des phosphates de 22%. Cette réduction n'est pas due à l'effet électrostatique observé dans la phase précédente car lorsque le pH augmente les charge à la surface du CAG sont négatives ce qui ne favorisent pas la rétention des anions nitrates et phosphates, mais plutôt les cations ammonium (NH_4^+) qui seront nitrifiés durant la phase anoxique dans le filtre et ensuite retenu par le CAG, dans notre étude durant cet intervalle le pH est passé de 7.4 à 8.6 [148].

Oktaviani et Suwartha (2021) [149] ont trouvé des résultats similaires à notre étude (une réduction de 74% après couplage FS et FCAG) avec une réduction de 71% des nitrates après une combinaison de filtration sur sable, CAG et zéolithe.

L'adsorption est le principal mécanisme d'élimination du phosphore et des nitrates qui est attribuée à la grande surface spécifique du CAG supportant une densité de biomasse élevée, mais aussi par des réactions de précipitation / fixation [95].

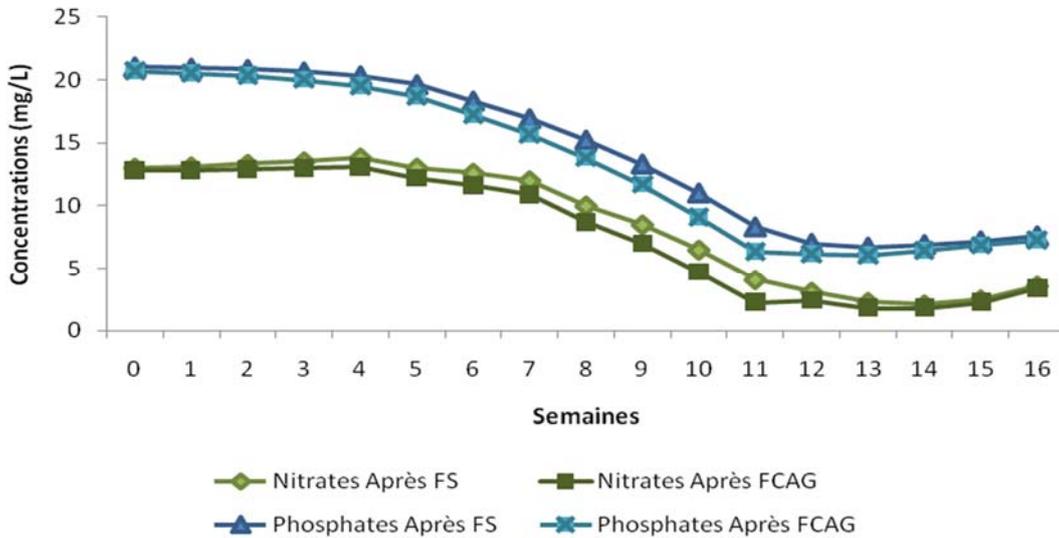


Figure III.34: Evolution des nitrates et phosphates au cours de la filtration sur sable et CAG

III.4.2.3. Etude des paramètres microbiologiques

- Evolution des coliformes totaux et fécaux, et streptocoques fécaux

Les coliformes totaux sont un bon indicateur de la contamination de l'eau [144], parmi ces coliformes ; on trouve *Escherichia sp.*, *Citrobacter sp.*, *Klebsiella sp.* et *Enterobacter sp.* [150, 151].

Au cours des deux premières semaines de filtration (fig III.35), l'élimination totale des coliformes était insignifiante à la fois pour le filtre à sable et le charbon actif, le même phénomène a été enregistré par Gherairi *et al.* (2015) [139] et Ranjan et Manjeet (2018) [152], qui ont tous deux attribué cette période comme la maturation du filtre, qui prend généralement une à deux semaines, où les particules s'accumulent et les micro-organismes se développent dans la couche la plus supérieure du média (sable et CAG) au fur et à mesure de la filtration. Pendant cette période, le filtre n'élimine pas efficacement les bactéries.

De la 3^{ème} à la 12^{ème} semaine, les coliformes totaux passent de 163 à 39 UFC/100 ml et de 143 à 29 UFC/100 ml après filtration sur sable et sur CAG respectivement. Ceci est dû à l'accumulation de particules organiques sur le matériau filtrant conduisant à la formation d'une couche (schmutzdecke) constituée de bactéries et autres micro-organismes qui fournit une surface adsorbante pour la fixation de la matière organique et des micro-organismes dans l'eau [153].

Selon Radhi et Borghei (2017) [154], en augmentant le temps de contact, l'élimination des bactéries augmente également, et après 90 jours (14 semaines) ils ont remarqué une amélioration significative de l'efficacité d'élimination des coliformes jusqu'à 44%. Cependant,

dans notre étude, il a été atteint après seulement 60 jours (9^{ème} semaines) pour le filtre à sable et sur CAG, cette différence de résultats pourrait être due au fait que nous n'avons pas nettoyé les filtres, et donc on a maintenu cette biomasse bactérienne.

De la 13^{ème} à la 16^{ème} semaine, il y a une faible réduction des coliformes totaux pour les deux filtres, ce qui peut s'expliquer par la « fatigue du filtre » qui diminue les performances du filtre par l'apparition du phénomène de colmatage [139]. La réduction des coliformes totaux au cours des 16 semaines de l'étude a atteint 90% et 95% pour le FS et FCAG.

Les coliformes fécaux sont les indicateurs les plus couramment utilisés pour évaluer le niveau de contamination fécale et l'efficacité de l'élimination des agents pathogènes dans les processus de traitement des eaux usées [155]. Une diminution insignifiante des coliformes fécaux a été observée après deux semaines de filtration (fig 45) comme vu précédemment avec les coliformes totaux. Puis de la 3^{ème} à la 16^{ème} semaine, nous avons remarqué une élimination significative de coliformes fécaux avec 85% 94% pour FS et FCAG respectivement.

Mulugeta *et al.* (2020) [156] ont trouvé une réduction de 99% des coliformes totaux et fécaux après FS, ces valeurs sont supérieures à ceux trouvées dans notre étude (90% et 85% respectivement), ceci est due au fait que dans leur étude ils ont traités 60L/jour alors que dans la notre 150L/jour, cette différence de volume fait que le temps de rétention dans notre étude est moins important.

Concernant les streptocoques fécaux, on a remarqué qu'au cours des cinq premières semaines de filtration, une légère diminution des streptocoques a été observée de 228-200 UFC/100 ml et de 200 à 185 UFC/100 ml pour le FS et le FCAG respectivement (fig 45). L'efficacité moyenne d'élimination du streptocoque au cours des 16 semaines de l'expérience était d'environ 82% pour le FS et de 92% pour le FCAG.

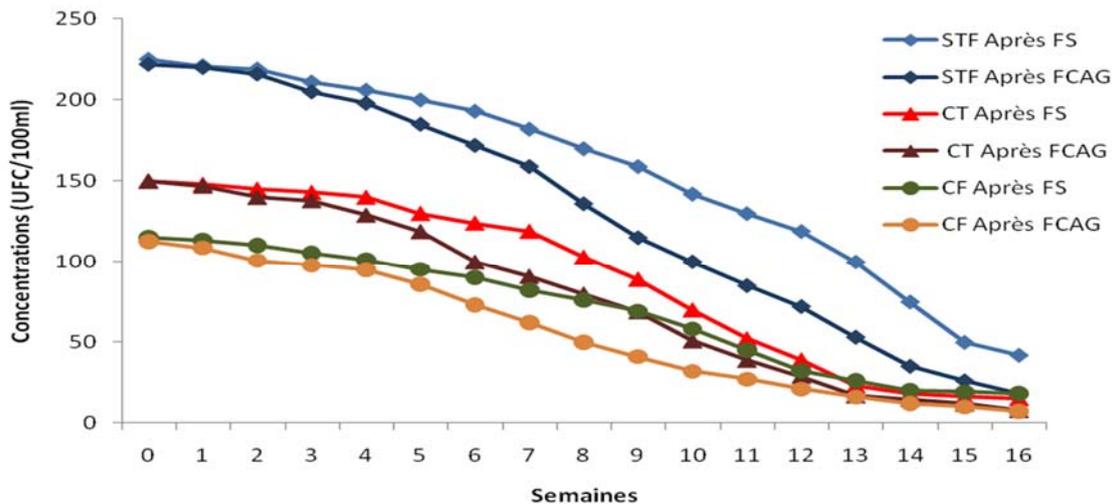


Figure III.35: Evolution des coliformes totaux et fécaux, et streptocoques fécaux au cours de la filtration sur sable et CAG

- **Evolution des germes totaux et clostridium**

Les germes totaux sont définis comme toutes les bactéries présentes dans l'eau. Au cours des six premières semaines de l'expérience (figure III.36), une faible réduction des germes totaux a été observée de 1340 à 1242 UFC/100 ml et de 1340 à 1195 UFC/100 ml pour le FS et le FCAG respectivement, en raison du temps de maturation des filtres. Ensuite, au cours des dix dernières semaines, une amélioration significative de l'élimination des germes totaux a été obtenue, qui est due à deux mécanismes de rétention et d'inactivation des germes; le mécanisme physique impliqué dans la déformation et l'adsorption des micro-organismes se produit une fois que le filtre a retenu des particules à sa surface conduisant à une réduction de la taille des pores, et le mécanisme biologique qui est l'interaction d'agents pathogènes avec le biofilm formé sur la particule de sable, où la prédation est responsable de l'élimination et de l'inactivation des micro-organismes [157].

L'élimination des germes totaux au cours des 16 semaines de l'étude a atteint respectivement 89% et 93% pour le FS et le FCAG.

Quant à l'évolution de *Clostridium sp.* au cours de la filtration, on a été observée une faible réduction au cours des deux premières semaines de fonctionnement (fig III.36) de 1700 UFC/100ml à 1645 UFC/100 ml pour le FS et de 1700 UFC/100ml à 1625 UFC/100 ml pour le FCAG, la même tendance a été observée précédemment sur les coliformes totaux et coliformes fécaux (fig 45), qui a été attribuée au temps de maturation du filtre.

Au terme de l'expérience de 16 semaines, l'élimination de *Clostridium* a atteint respectivement 97% et 99% pour FS et le FCAG. Lorsque nous avons comparé l'efficacité du SF et du GACF dans l'élimination des micro-organismes, nous avons remarqué que l'élimination du *Clostridium* a le taux le plus élevé, les mêmes résultats ont été observés par Medeiros *et al.* (2019) [158], qui a attribué cette tendance au fait que *Clostridium* était suffisamment grand pour être retenu dans le lit filtrant.

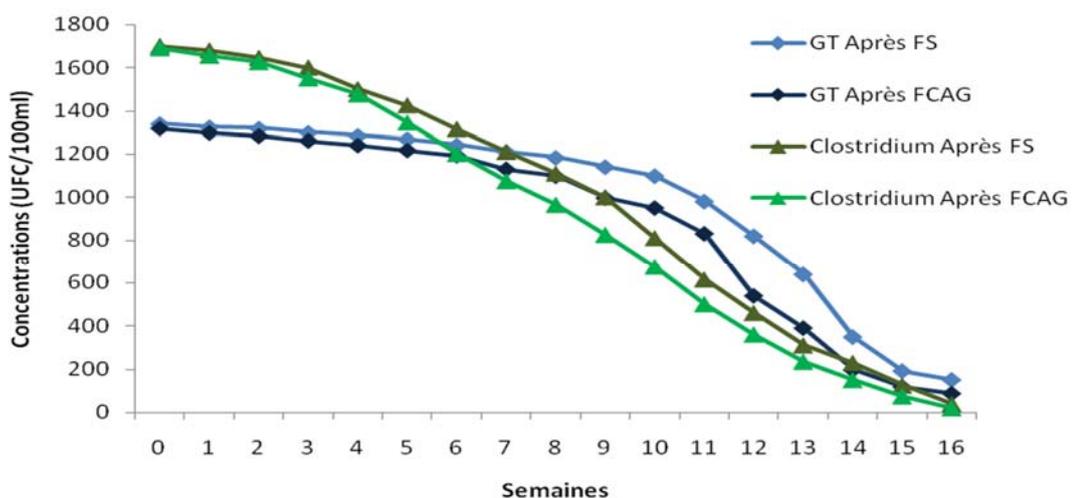


Figure III.36: Evolution des germes totaux et clostridium au cours de la filtration sur sable et CAG

- Evolution des salmonelles et *Escherichia coli*

La présence d'*E.Coli* dans l'eau est très importante car elle indique une contamination fécale car plusieurs coliformes sont présents dans l'eau et le sol non pollués. *E.coli* constitue plus de 90% de la flore coliforme de l'intestin humain qui sera excrétée avec les matières fécales et augmente ainsi la probabilité de présence d'agents pathogènes [151, 159].

Après 16 semaines de fonctionnement, le taux d'élimination de *E. coli* atteint respectivement 84% et 96% pour le FS et le FCAG (fig III.37). L'élimination globale d'*E. Coli* est due à la contribution du biofilm qui est le principal mécanisme d'élimination, *E. Coli* adsorbe beaucoup mieux sur le biofilm qui est composé à 90% de matière organique que sur la surface du grain de sable inorganique et la matière accumulée améliore la déformation et l'adsorption dans la matrice de biofilm de cette couche. Pour cette raison, le FCAG qui est une matière organique, a donné un meilleur taux d'élimination d'*E. coli* que le FS [160, 161].

Selon Natália de Melo Nasser Fava *et al.* (2020) [162], il existe une relation entre le colmatage du filtre et la réduction d'*E.coli*, et qu'un filtre mature réduirait 1-2 log de bactéries comparé à un filtre sans biofilm, et que lors du colmatage du filtre une réduction exponentielle a été observée avec une réduction de 3 log de coliformes totaux et d'*E.coli*.

Jae Wook Chung *et al.* (2017) [163] et N. Annisa *et al.* (2020) [164] ont trouvés des résultats similaires à notre étude, avec 90% de réduction d'*E.coli* après FCAG, avec un CA à base d'écorces de riz et de boues des STEP respectivement. Elliott *et al.* (2008) [165] ont trouvés une réduction d'*E.coli* de 70% après FS.

La présence de *Salmonella* dans l'eau génère un risque pour la santé publique car elle représente le pathogène le plus fréquent trouvé dans les eaux de surface, et peut être considérée comme une source importante de transmission alimentaire via l'irrigation [155].

Au cours de l'expérience, 66% des *Salmonelles* ont été retenus par le FS, et 94% sur le FCAG (fig III.37). Le filtre à charbon actif a donné de meilleures performances d'élimination de *Salmonelles* par rapport au filtre à sable, ce qui pourrait être attribué à la grande surface (surface spécifique) du charbon actif supportant une densité de biomasse élevée (biofilm) et également des réactions de précipitation/fixation [99].

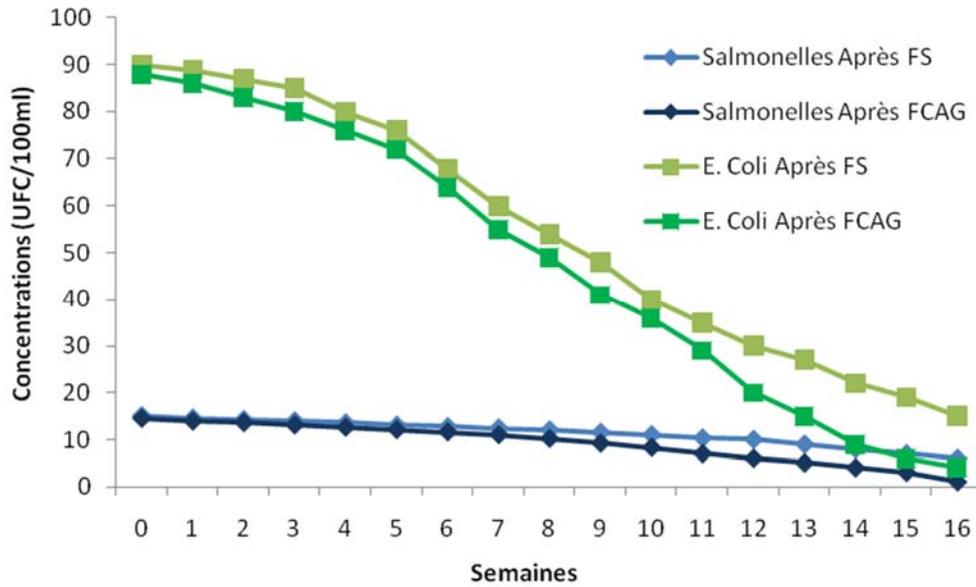


Figure III.37: Evolution des salmonelles au cours de la filtration sur sable et CAG

III.4.3. Intérêt du couplage de la filtration sur sable et sur CAG

L'efficacité de l'élimination des paramètres physico-chimiques et des micro-organismes par filtration sur sable est principalement due au faible taux de filtration (filtration lente sur sable avec un débit de 30 L/h), à la taille effective du sable et à l'activité biologique du «schmutzdecke» [158].

Nos résultats sont confirmés par l'étude de Zhang et Farahbakhsh (2007) [166] et de Kistemann *et al.* (2008) [167] qui ont eux aussi constaté que la station d'épuration avec un traitement tertiaire avec filtration sur sable était capable d'améliorer de manière significative l'efficacité de l'élimination des micro-organismes.

Cependant, la nouveauté de notre étude était d'associer le sable à la filtration sur CAG sur les eaux usées, cette association a conduit à une meilleure réduction des paramètres physico-chimiques et bactériologiques (Tableau III.4) par rapport au FS utilisé seul, avec une amélioration de 60 à 99%.

D'après le tableau III.5, on remarque bien que la qualité des eaux usées épurées issues de la STEP de Ain El Houtz dépasse les normes de réutilisation en irrigation (pour les paramètres physico-chimiques et microbiologiques). Si nous comparons la qualité des eaux usées après le couplage FS et FCAG avec les normes de réutilisation pour l'irrigation (Tableau III.5), tous les paramètres physico-chimiques sont conformes aux normes (OMS) sauf pour les MES qui dépassent les normes de 14 mg/l, le magnésium de 20 mg/l et les phosphates de 7 mg/l. Concernant les paramètres microbiologiques, on constate que seuls les salmonelles et *Clostridium* qui dépassent les normes sont censés être absents dans les eaux d'irrigation.

Bien qu'on ait certains dépassement dans les normes d'irrigation, ceci ne pose pas de problèmes majeures pour les paramètres physico-chimiques (car dépassement faible), par contre pour les paramètres microbiologiques, ces dépassements peuvent être réduit par une

chloration après filtration, ce qui servira à la fois à éliminer les micro-organismes restants mais aussi à protéger l'eau traitée d'une éventuelle contamination bactérienne lors de son stockage. Ce procédé est très intéressant comme traitement tertiaire des eaux usées urbaines, et nous permet aussi de favoriser l'utilisation de matériaux locaux, naturels et respectueux de l'environnement, ce qui rend ce procédé simple, accessible et peu coûteux.

Tableau III.4: Récapitulatif des résultats de l'étude

Paramètres	Eaux usées STEP	Après FS	Après FCAG	Réduction FS	Réduction FS + FCAG
Paramètres physico-chimiques					
Conductivité (µs/cm)	899	480	380	47%	58%
Turbidité (NTU)	49	4	4	93%	94%
DCO (mg/l)	89	24	15	73%	83%
MES (mg/l)	100	46	44	54%	56%
pH	6.4	8.6	8	-	-
DBO₅ (mg/l)	63	10	5	84%	92%
Calcium (mg/l)	15	7.2	1.5	52%	91%
Magnésium (mg/l)	300	216	80	28%	73%
Dureté (mg/l)	325	260	104	20%	68%
Chlore (mg/l)	215	156	26	27%	88%
Nitrate (mg/l)	13	3	3	72%	74%
Phosphate (mg/l)	21	7	7	64%	65%
Paramètres microbiologiques (UFC/100ml)					
Germes Totaux	1340 - 1350	152	90	89%	93%
Coliformes Totaux	150 - 164	15	8	90%	95%
Coliformes Fécaux	115 - 120	18	7	85%	94%
<i>E. coli</i>	90 - 96	15	4	84%	96%
Streptocoques Fécaux	225 - 231	42	18	82%	92%
<i>Clostridium</i>	1700-1740	40	20	97%	99%
<i>Salmonelles</i>	15 - 20	6	1	66%	94%

Tableau III.5: Normes de réutilisation des eaux usées en irrigation [168]

Paramètres	Eaux usées STEP	Eau après couplage FS et FCAG	Limitations
Paramètres Physico-chimiques			
Conductivité (µs/cm)	899	380	<3000
Turbidité (NTU)	49*	4	5
DCO (mg/l)	89*	15	40
MES (mg/l)	100*	44**	30
pH	6.4	8	6.5-8.5
DBO ₅ (mg/l)	63*	5	30
Calcium (mg/l)	15	1.5	400
Magnésium (mg/l)	300*	80**	60
Dureté (mg/l)	325	104	-
Chlore (mg/l)	215	26	1065
Nitrate (mg/l)	13*	3	10
Phosphate (mg/l)	21*	7**	1
Paramètres microbiologiques (UFC/100ml)			
Germes Totaux	1340 – 1350*	90	<200
Coliformes Totaux	150 – 164*	8	<120
Coliformes Fécaux	115 – 120*	7	<100
<i>E. coli</i>	90 - 96	4	<100
Streptocoques Fécaux	225 – 231*	18	<20
<i>Clostridium</i>	1700-1740*	20**	0
<i>Salmonella</i>	15 – 20*	1**	0

*Dépassement des normes des eaux usées de la STEP

**Dépassement des normes après couplage FS et FCAG

III.5.Conclusion

Actuellement, la STEP de Ain El Houtz alimente un réservoir destiné à réutiliser les eaux usées épurées en irrigation, cependant, leur qualité n'est pas satisfaisante vu qu'aucune désinfection n'est appliquée (aucune injection de chlore dans le bassin de chloration) ce qui

représente un risque sanitaire (présence de micro-organismes pathogènes), mais aussi la STEP réutilise des eaux chargées en MES ce qui représente un risque de colmatage du système d'irrigation (aspersion, goutte à goutte), et en magnésium qui risque de changer la texture du sol et le rendre moins fertile.

Les essais réalisés au cours de cette étude ont eu pour objectif de tester la performance du couplage d'une filtration sur sable et sur charbon actif sur l'amélioration de la qualité physico-chimique et microbiologique des eaux usées épurées de la STEP de Ain El Houtz comme un traitement tertiaire, dans un but de réutilisation de ces eaux pour l'irrigation sans risque sanitaire et environnementale.

Les résultats obtenus sont prometteurs car on a pu constater une forte amélioration de la qualité de l'eau ; pour les paramètres physico-chimique on a obtenu une réduction de 58% de la conductivité avec le couplage FS et FCAG alors qu'avec le FS seul on obtenu une réduction de 47%, une baisse de 94% et de 56% a été obtenu après couplage FS et FCAG pour la turbidité et les MES respectivement, des résultats similaires ont été obtenu pour le FS seul (93% pour les MES et 54% pour la turbidité), cette similitude est due au fait que les FCAG ne sont pas capables de retenir les MES et donc réduire la turbidité à cause de leur granulométrie plus importante que celle du FS.

La réduction de la DBO et DCO est de 84% et 73% respectivement après FS, cependant, la réduction de ces derniers étés plus importants pour le couplage FS et FCAG avec un taux de 92% et 83% respectivement. Une forte amélioration en calcium, magnésium, dureté et chlorure a été obtenu par le couplage FS et FCAG de 91%, 73%, 68% et 88% respectivement, comparé avec le FS seul de 52%, 28%, 20% et 27% respectivement. Quant aux nitrates et phosphates des résultats plus ou moins similaires ont étés obtenus pour le FS de 72% et 64% respectivement, et pour le couplage FS et FCAG de 74% et 65%.

Concernant les paramètres microbiologiques ; on a obtenu une forte réduction des germes totaux et coliformes totaux après le couplage FS et FCAG de 93% et 95% et de 89% et 90% après FS seul respectivement. Une réduction plus importante a été obtenu après le couplage FS et FCAG pour les coliformes fécaux, *E. Coli*, et les *streptocoques* de 94%, 96% et 92% respectivement comparé à celle avec le FS seul de 85%, 84% et 82% respectivement. Quant à la réduction de *clostridium* et des *salmonelles*, une réduction de 99% et 94% respectivement a été obtenu avec le couplage FS et FCAG, et 97% et 66% pour le FS seul respectivement.

Ces résultats sont conformes aux normes de l'OMS pour leur réutilisation en irrigation pour presque tous les paramètres, mis à part pour les MES, magnésium et phosphore qui dépassent les normes de 14 mg/l, 20 mg/l et 6 mg/l respectivement, par contre ces dépassements ne posent aucun problème pour leur réutilisation, car ces dépassement sont minimes. Pour les *salmonelles* et les *clostridium* on a aussi des dépassements à la norme de réutilisation de 20UFC/100ml et 1 UFC/100ml respectivement, car dans ce cas ces deux micro-organismes doivent être absente.

Afin de pouvoir réutiliser ces eaux usées épurées après le couplage FS et FCAG, il faut qu'une désinfection au chlore soit effectuée avant réutilisation pour éliminer tout risque

sanitaire (cependant une attention particulière doit être portée aux sous-produits de chloration par exemple les trihalométhanes THM, etc.).

***Chapitre IV: Perspective/
Etude Préliminaire d'une
Pile Microbienne à
Champignon pour la
Bioremédiation des
Micropolluants
Organiques : Cas du
Paracétamol et de son
Principal Sous-Produit le
Para-Aminophénol***

IV.1. Introduction

Des milliers de médicaments sont utilisés dans le monde entier en tant qu'éléments thérapeutiques ou adjuvants réglementés, des centaines d'autres peuvent être achetés sans surveillance médicale et le potentiel de risque indésirable pour l'environnement n'a pas été établi. Seuls quelques effets ont été décrits pour les composés pharmaceutiques, notamment la bioaccumulation, la perturbation du système endocrinien, différents types de maladies, l'acquisition du gène de résistance aux antibiotiques chez les bactéries et des modifications dans les populations microbiennes ou des bioamplification [169].

Le paracétamol (PCT) appelé aussi acétaminophène (APAP) est l'anti inflammatoire non stéroïdien (AINS) le plus utilisé dans le monde. C'est bien établi que le PCT est métabolisé très rapidement et une partie non transformée est éliminé par l'urine et les fèces, lorsqu'il est consommé à des doses thérapeutiques normales. De plus, la dégradation du PCT dans l'environnement se transforme via les bactéries en ses métabolites secondaires, à savoir le p-aminophénol (PAP) et l'hydroquinone (HQ), qui sont connu pour être cancérigène, mutagène et reprotoxique (CMR).

L'élimination du PCT dans les eaux usées repose principalement sur des procédés d'oxydation chimique, ozonation et H₂O₂ / UV. Cependant, ces méthodes dans la plupart des cas ne conduisent qu'à une minéralisation partielle du PCT [170].

La bioremédiation est une alternative populaire aux méthodes conventionnelles pour le traitement des déchets; en particulier, les champignons microscopiques ont été utilisés avec succès pour éliminer une large gamme de xénobiotiques [171]. L'utilisation de champignons pour la bioremédiation a attiré peu d'attention au cours des deux dernières décennies, la plupart des recherches sur la bioremédiation étant principalement dédiées à l'étude de la bioremédiation par des bactéries. Néanmoins, récemment les champignons ont reçu une attention particulière en raison de la spécificité de leurs enzymes susceptibles de couper les cycles benzéniques et ainsi mieux dépolluer, sans former de sous-produits CMR [172].

Les champignons sont connus pour fonctionner avec des bactéries et une gamme de micro-organismes, ils sont capables de briser certaines des plus grandes molécules présentes dans la nature (acides humiques, lignines, etc). L'un des groupes de champignons le plus largement utilisé pour la bioremédiation est *Trichoderma* sp. De plus ils sont connus pour améliorer la croissance et le développement des plantes. *Trichoderma* est un genre génétiquement diversifié, de nature filamenteuse avec des intérêts en agriculture et en médecine [173].

Dans une perspective d'amélioration de la qualité des eaux usées épurées, un stage à Angers en France a été effectué au cours de la thèse où la dégradation du paracétamol a été étudiée en utilisant une biopile fongique avec un champignon de type *Trichoderma*.

L'étude avait pour but de voir comment le PCT était éliminé par le champignon ainsi que son sous-produit le PAP.

IV.2. Méthodologie de travail

IV.2.1. Mesure électrochimique par Voltammétrie Cyclique

Pour pouvoir suivre l'évolution du PCT dans la biopile, des mesures par voltammétrie cyclique (CV) sont effectuées. C'est une méthode électrochimique qui conduit par balayage linéaire de potentiel à une certaine plage en fonction du temps. Potentiel de balayage en avant puis faire demi-tour pour former un cycle de voltamogramme CV. Le cycle peut être répété infiniment en balayant le potentiel de façon continue. Le courant est généré avec le balayage potentiel. Ensuite, l'évolution du courant est tracé en fonction du potentiel, ce qui entraîne une courbe courant-potentiel appelé voltamogramme cyclique, CV. Les pics des courants observés révèlent des réactions d'oxydation et de réduction à la surface de l'électrode [174].

Les expériences électrochimiques ont été réalisées à l'aide d'un Potentiostat Uniscan Instruments connecté à un ordinateur personnel. Le logiciel utilisé était la version 3.27 de UiEchem. Un système conventionnel à trois électrodes composé d'une électrode de travail en carbone vitreux, une électrode au calomel saturée (SCE) comme électrode de référence, et un fil de platine (0,5 mm de diamètre et 8 cm de longueur) comme contre-électrode (fig IV.1).

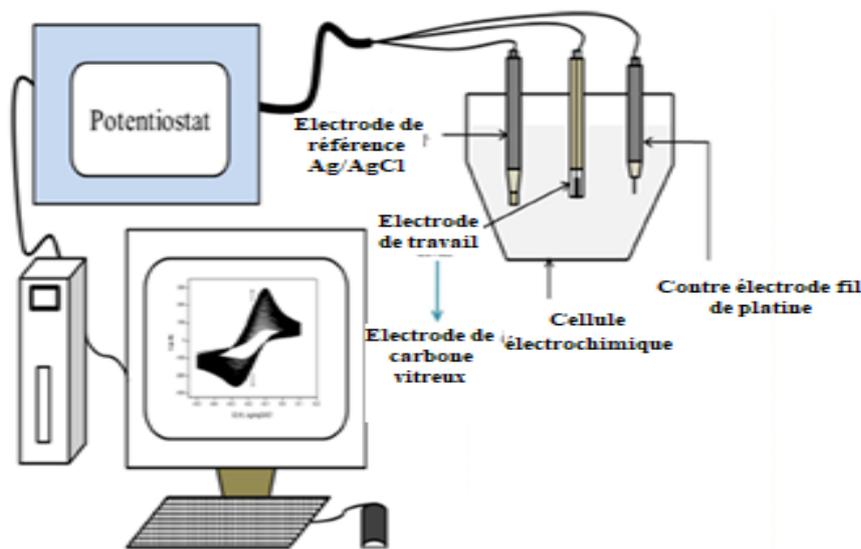


Figure IV.1 : Dispositif pour la mesure électrochimique

IV.2.2. Culture du champignon *Trichoderma sp.*

Le protocole suivi pour la culture de *Trichoderma* est le même utilisé par Serge Foukmeniok Mbokou *et al.* (2016) [170] pour la culture de *Scedosporium dehoogii*. La souche *Trichoderma*, isolée d'un échantillon de racine d'arbre (un chêne) situé en bordure du golf de Poissy en région parisienne (France), a été utilisée tout au long de cette étude.

Le champignon a été régulièrement entretenu par passages hebdomadaires sur un milieu gélose à l'extrait de levure-peptone-dextrose (YEPD) contenant (par litre): extrait de levure, 5 g; peptone (Sigma), 5 g; dextrose (Sigma), 20 g; et chloramphénicol (Prolabo), 0,5 g. Après 2 semaines d'incubation, les colonies ont été récoltées à partir de cultures sur des boîtes de pétri milieu YPDA en grattant la surface de la gélose des boîtes avec 15 ml d'eau ultrapure (UP) afin de récolter le mycélium (pores et filaments) mis en suspension. La suspension fongique obtenue a ensuite été filtrée sur un filtre en nylon stérile d'une taille de pore de 40 μm et les colonies ont été sédimentées à partir du filtrat par centrifugation à 4000 mg pendant 5 min à 4 °C, remises en suspension dans 10mL d'eau UP stérile, et enfin compté avec un hémocytomètre.

Les colonies ont ensuite été inoculées dans un bouillon d'extrait de levure-peptone (YEP) additionné d'APAP, puis le milieu de culture a été réparti dans vingt fioles de 50 mL, qui ont été incubées pendant 2 semaines à 25 ± 2 °C sous agitation constante (126 tr / min).

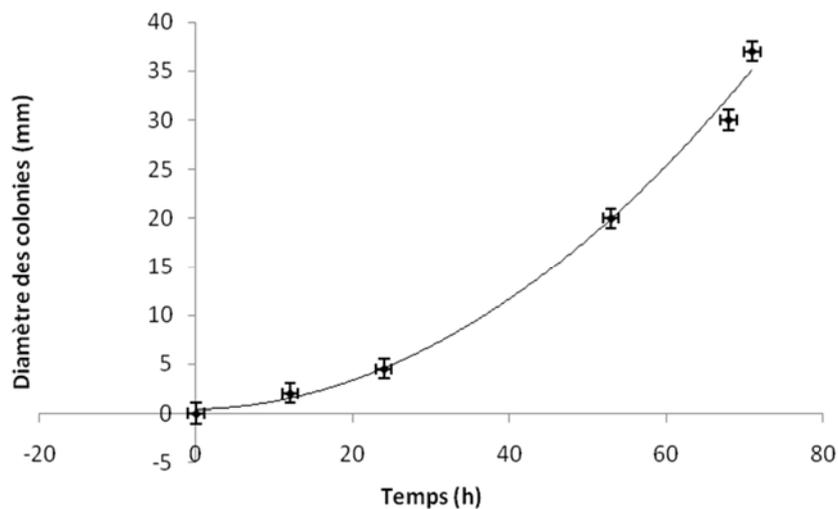


Figure IV.2 : Cinétique de croissance de *Trichoderma sp.* sur gélose YPDA



Photo IV.1 : Ensemencement de *Trichoderma sp.* dans un milieu YPDA

IV.2.3. Elaboration de la bioande

L'anode est l'endroit où les microorganismes peuvent se développer pour catalyser l'oxydation des substrats organiques. Les matériaux à base de carbone sont les matériaux d'anode les plus courants dans les piles microbiennes, car ils ont une bonne stabilité chimique, une conductivité élevée, une rugosité de surface élevée et un coût faible [174].

Le feutre de carbone (FC = 10 cm²) (fournisseur de Carbon Lorraine, France) a été utilisé comme support de biofouling fongique. Avant utilisation, les FC ont été nettoyées successivement avec une solution de HCl 1 M et de l'eau UP, puis immergées dans un mélange 1: 1 (rapport volumique) d'éthanol/eau pendant quelques minutes, suivies d'une sonication (2 min à 47 kHz) dans de l'eau UP pour réaliser un rinçage à l'éthanol, et finalement, le FC a été autoclavé à 120 °C pendant 15 min avant la colonisation par le champignon.

L'anode FC a été immergée dans une suspension de *Trichoderma*. Cette souche a été prélevée puis isolée en France dans le système racinaire d'un chêne mort dans la forêt de Poissy, le long de la propriété du Golf de Poissy, en banlieue parisienne (département 78) en janvier 2016.

Le biofilm a ensuite été développé par polarisation du FC à -0,15V par rapport à la référence ECS pendant une semaine dans des conditions stériles. La seule source de carbone était le 4-hydroxybenzoate (4-HBz) à 0,9 g/L lors de cette étape de formation du biofilm [175].

IV.2.4. Elaboration de la cathode

La cathode en FC a d'abord été prétraitée électrochimiquement dans les conditions suivantes: CV compris entre 0,0 et 1,2 V vs. SCE dans du NaOH 0,1 M pendant 10 cycles. Le prétraitement des FC est essentiel pour obtenir une bonne reproductibilité du dépôt du film de poly-NiTSPc. Le dépôt électrochimique de poly-NiTSPc a été réalisé dans une solution aqueuse de NaOH 0,1 M et de NiTSPc 2 mM à un potentiel fixé de +0,8 V par rapport à SCE pendant 3000 s afin d'optimiser la matière poly-NiTSPc à déposer [175].

IV.2.5. Montage de la biopile

La structure de la biopile (fig IV.3) est divisée en deux compartiments séparés par une membrane échangeuse de cations qui permet aux protons de le traverser de la chambre anodique à la chambre cathodique. La solution du compartiment anode est constituée de 100 mg/L de PCT dans une solution tampon phosphate (PBS) 0,1 M, pH 7,4, tandis que, la solution du compartiment cathode est constituée de 0,1 M de PBS, pH 7,4, et l'oxygène de l'air a été fourni à la chambre cathodique. Une résistance externe de 1 kΩ est connectée aux électrodes afin de transporter les électrons de l'anode à la cathode.

Les électrons générés par le champignon à partir du substrat PCT sont directement transférés vers l'anode puis s'écoulent vers la cathode à travers un matériau conducteur contenant une résistance. Les électrons qui atteignent la cathode se combinent avec des protons qui diffusent de l'anode à travers l'échange de protons et l'oxygène fourni par l'air;

le produit résultant est de l'eau. Lorsque les électrons circulent de l'anode à la cathode, ils génèrent le courant et la tension nécessaires à la production d'électricité.

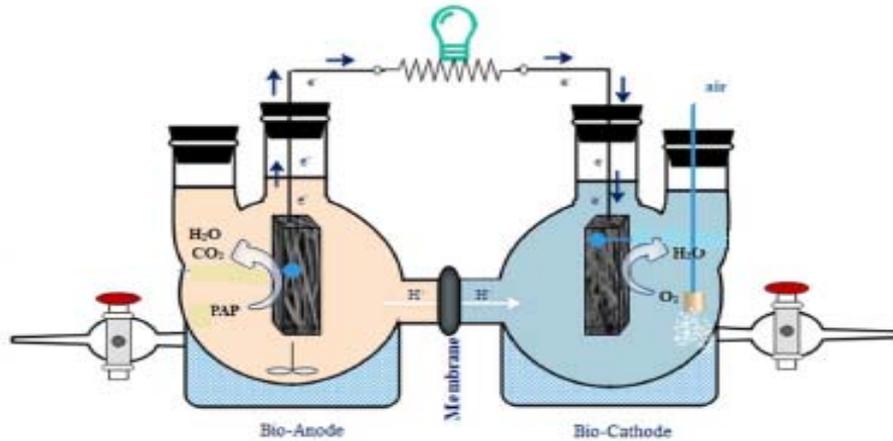


Figure IV.3: Montage de la biopile fongique [52]

IV.2.6. Calibration du PCT et du PAP

Afin de pouvoir suivre l'évolution du PCT et de son sous-produit dans la biopile avec le CV, le PCT et le PAP ont été calibrés. Pour cela, plusieurs solutions de concentrations croissantes en PCT et en PAP ont été préparées séparément dans du PBS, ensuite des mesures par VC ont été effectuées pour chaque concentration (PCT et PAP), ce qui nous a permis d'obtenir la courbe (fig IV.4) $I=f(E)$. De cette courbe, on a déterminé pour chaque concentration le pic maximal (I_p). Ensuite on a tracé la courbe d'étalonnage $I_p=f(C)$, et à partir de cette courbe on a déduit la constante K selon la loi de Randles-Sevcik suivante :

$$I_p = k * n^{3/2} * A * D^{1/2} * C * v^{1/2}$$

où : I_p est l'intensité du pic en Ampère, K une constante, n le nombre de moles d'électron transférés par mole d'espèces électroactives, A la surface de l'électrode en cm^2 , D le coefficient de diffusion des espèces électroactives en cm^2/s , C la concentration des espèces électroactives en mol/L , et v le potentiel du scan en V/s .

On a trouvé : $I_p = 0.212C$ pour le PCT et $I_p = 0.241C$ pour le PAP

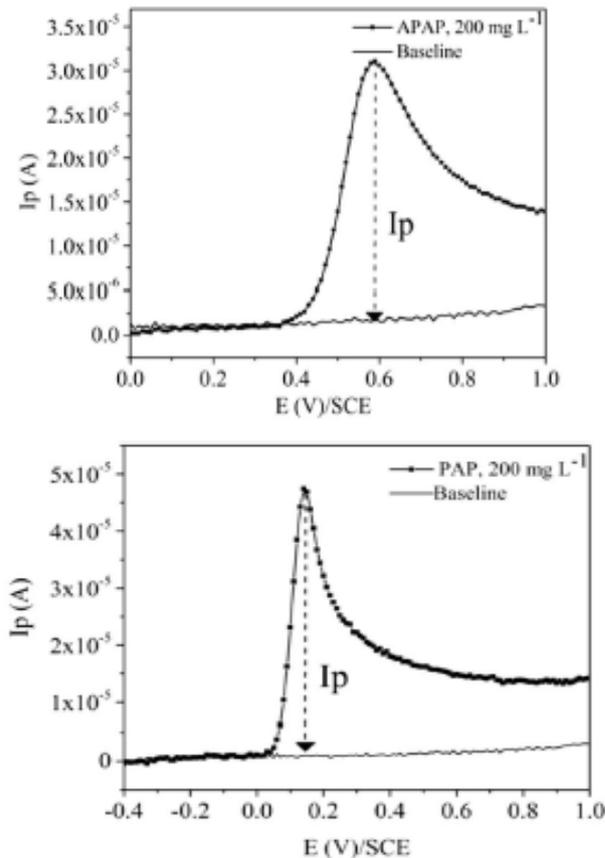


Figure IV.4: Voltammétrie Cyclique pour 200 mg/L de PAP (à droite) et du PCT (à gauche) [52]

IV.3. Résultats

Dans l'étude de la biopile deux combinaisons ont été testées, à savoir : la première était de tester la dégradation du PCT avec un biofilm pur de *Trichoderma* ; la seconde était de tester la dégradation du PCT avec un biofilm mixte de *Trichoderma* associé à *Pseudomonas fluorescens*.

IV.3.1. Biofilm pur

Nous avons testé la biopile avec un biofilm formé seulement du champignon *Trichoderma sp.*, pour se faire il a fallu travailler dans un champ stérile pour éviter toute contamination avec le milieu extérieur. Les échantillons prélevés du compartiment anodique ont été mesurés électrochimiquement à différents instants, et la solution prélevée a été réintroduite dans le compartiment anodique après avoir été filtré (0,45 μm) pour éliminer toute contamination bactérienne.

On a remarqué une dégradation du PCT par le champignon estimée à 80% au bout de 2 jours sans apparition des sous-produits de dégradation comme le PAP ou l'HQ (fig IV.5).

On a trouvé que la cinétique de dégradation est d'ordre 1 (fig IV.6).

Avec : $k=0,028 \text{ h}^{-1}$ à $T= 22^\circ\text{C}$, et le temps de demi-vie $t_{1/2}= 25 \text{ h}$

On a aussi trouvé que la biopile a fourni une puissance de 11 mW/m^2 (pour une résistance optimale de 2475 Ohm), qui nous a permis d'allumer une LED.

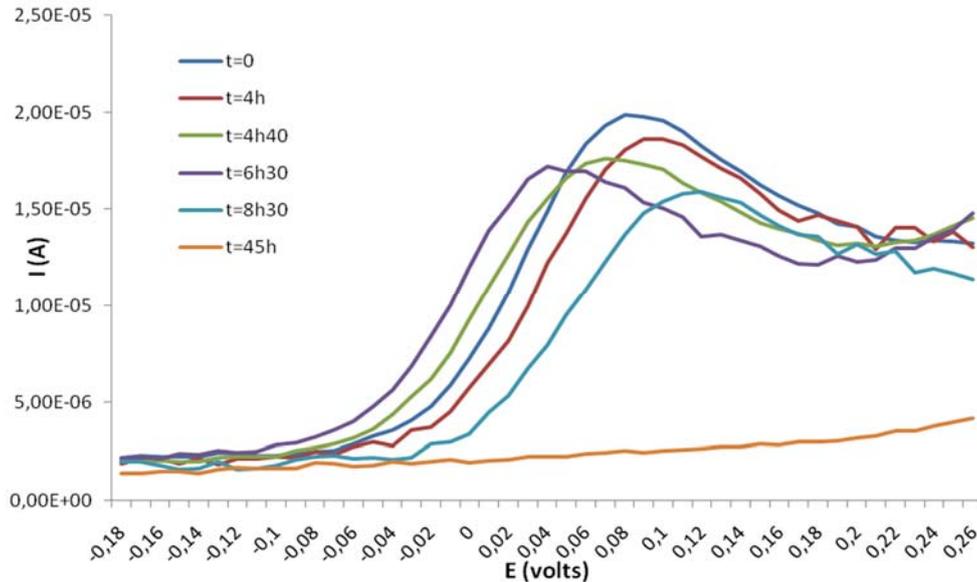


Figure IV.5 : Dégradation du PCT dans la biopile avec le biofilm pur

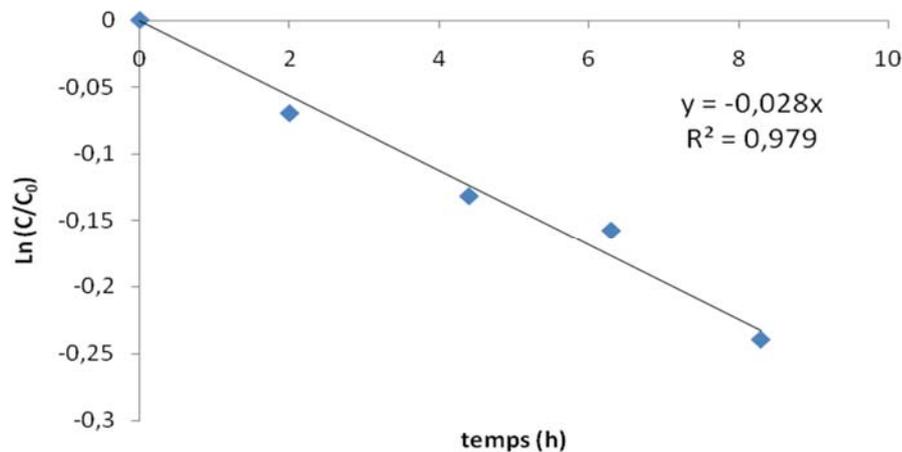


Figure IV.6: Cinétique de dégradation du PCT dans la biopile avec le biofilm pur

IV.3.2. Biofilm mixte

Dans cette partie, nous nous sommes intéressées à la dégradation du PCT par un biofilm mixte composé de *Trichoderma* et de bactéries, pour cela on n'a pas travaillé dans des conditions de stérilité optimales afin de pouvoir être contaminé avec des bactéries environnantes.

On a remarqué que la dégradation du PCT a entraîné l'apparition de sous-produits (fig IV.7), ceci est dû aux bactéries de l'air ayant contaminées la biopile (formant un biofilm mixte) et qui hydrolysent le PCT et génère du PAP, les bactéries n'ayant pas la capacité ou les enzymes nécessaires pour compléter la dégradation, les champignons alors prennent le relais et coupent les cycles aromatiques grâce aux enzymes qu'ils synthétisent (laccases, peroxydases, oxydases, etc.) et permettent de ce fait la dégradation des sous-produits, c'est-à-dire qu'ils dégradent le PAP, le produit de cette biodégradation est du CO₂.

On a observé une Puissance maximale de la biopile de 11 mW/m² et une résistance optimale de la biopile de 2500 Ohm.

-La cinétique de dégradation du PCT (IV.8) par le biofilm mixte est d'ordre 1. $k = 0.091 \text{ h}^{-1}$ à $T = 22^\circ\text{C}$, le temps de demi-vie $t_{1/2} = 7.5 \text{ h}$. La cinétique d'apparition du PAP par le biofilm mixte est d'ordre 1 avec $k = 0,136 \text{ h}^{-1}$ à $T = 22^\circ\text{C}$, le temps de demi-vie $t_{1/2} = 5 \text{ h}$

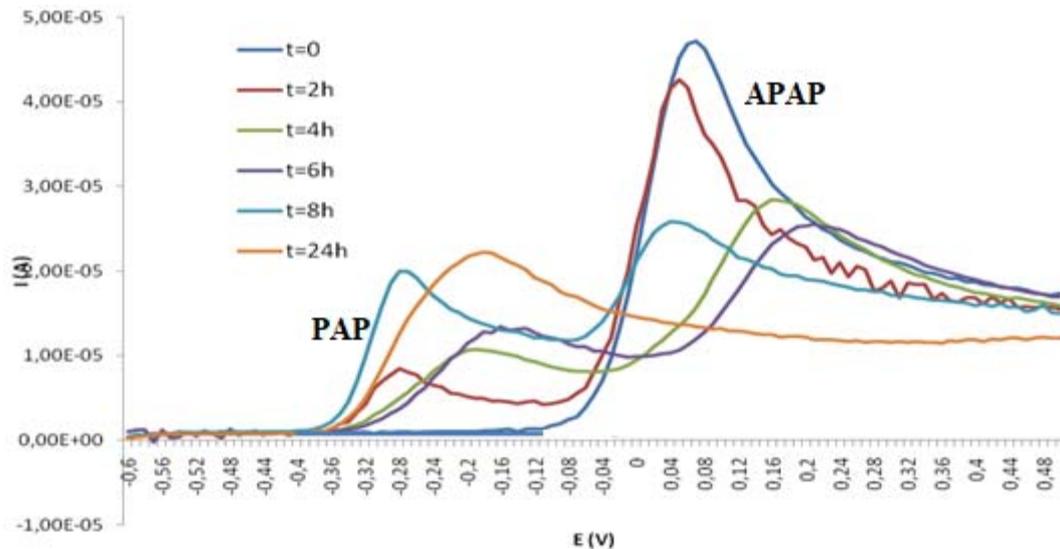


Figure IV.7 : Dégradation du PCT dans la biopile avec le biofilm mixte avec apparition de PAP

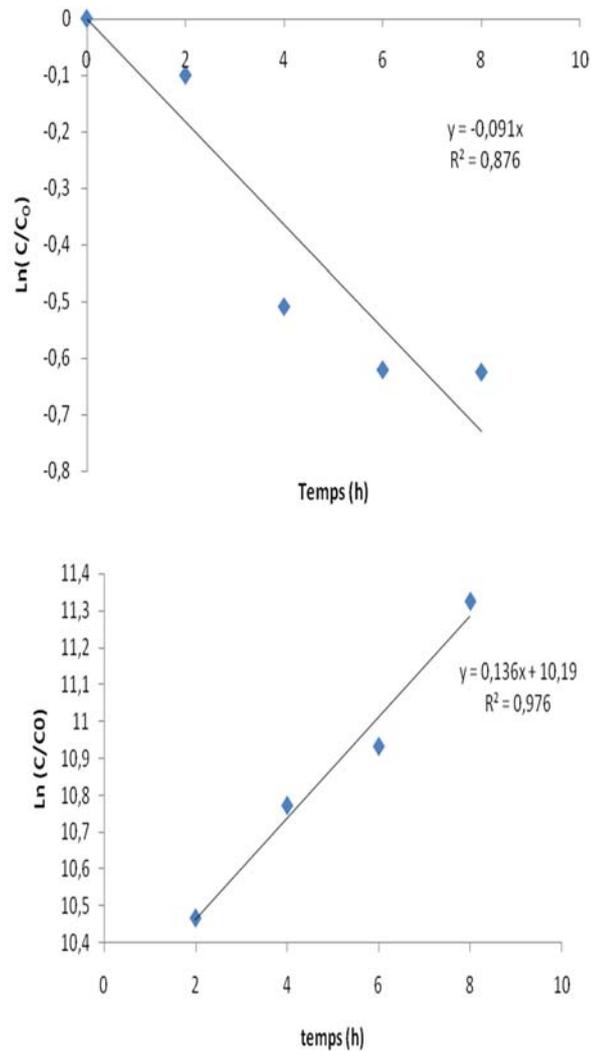


Figure IV.8: Cinétique de dégradation du PCT (à gauche) et d'apparition du PAP (à droite) dans la biopile avec le biofilm mixte

Si on compare les cinétiques de dégradation du PCT trouvées avec ceux de Serge Foukmeniok Mbokou *et al.* (2016) [170] qui ont utilisé un biofilm pur de *Scedosporium Dehoogi*, et de Shabani *et al.* (2021) [52] qui ont utilisé un biofilm pur de *Trichoderma harzianum* et un biofilm mixte de *Trichoderma harzianum/Pseudomonas fluorescens*, on remarque que :

- Toutes les cinétiques de dégradation du PCT sont de l'ordre 1.
- Pour le biofilm avec *S.Dehoogii* [170], la cinétique de dégradation du PCT (fig IV.9) est de $0,11 \text{ jours}^{-1}$ et un temps de demi-vie de $t_{1/2} = 6,3 \text{ jours} = 151 \text{ h}$. Aucun sous-produit de dégradation n'a été détecté.

La dégradation du PAP par *S. Dehoogii* a aussi été testée (avec une solution préparée de PAP), une cinétique de dégradation de 0.19 Jour^{-1} a été trouvée avec un temps de demi-vie de $t_{1/2} = 3.3 \text{ Jours} = 79 \text{ h}$.

- Pour le biofilm pur de *Trichoderma sp.*[52], la cinétique de dégradation du PCT est de $0,095 \text{ h}^{-1}$ et un temps de demi-vie $t_{1/2} = 7 \text{ h}$, sans de formation de sous-produits visibles en électrochimie. Pour le biofilm mixte la cinétique de dégradation du PCT est de 0.56 h^{-1} et un temps de demi-vie $t_{1/2} = 1.3 \text{ h}$, avec formation de PAP comme sous-produit (fig IV.9). La cinétique de dégradation par le biofilm mixte du PAP généré est de $0,116 \text{ h}^{-1}$ et un temps de demi-vie $t_{1/2} = 6.3 \text{ h}$.

La dégradation du PAP par *Trichoderma* seul a aussi été testée (avec une solution préparée de PAP), une cinétique de dégradation de $0,06 \text{ h}^{-1}$ a été trouvée et un temps de demi-vie de $t_{1/2} = 12 \text{ h}$.

- Pour nos résultats nous avons trouvé qu'avec le biofilm pur de *Trichoderma*, la cinétique de dégradation du PCT est de $0,028 \text{ h}^{-1}$ et le temps de demi-vie $t_{1/2} = 25 \text{ h}$, sans de formation de sous-produits visibles en électrochimie. Pour le biofilm mixte la cinétique de dégradation du PCT est de $0,091 \text{ h}^{-1}$ et le temps de demi-vie $t_{1/2} = 7.5 \text{ h}$, avec formation de PAP comme sous-produit (fig IV.7, IV.8).

La cinétique d'apparition du PAP par le biofilm mixte est de $0,136 \text{ h}^{-1}$ et le temps de demi-vie $t_{1/2} = 5 \text{ h}$.

D'après ces comparaisons, on voit bien la dégradation du PCT par le biofilm mixte s'est faite plus rapidement qu'avec le biofilm pur, et que le biofilm pur de *Trichoderma* dégrade plus rapidement le PCT qu'avec le biofilm pur de *Dehoogii*. Cependant, contrairement au biofilm pur, le biofilm mixte génère un sous-produit de dégradation (le PAP) mais qui est ensuite dégradé.

L'intérêt de combiner un champignon avec une bactérie est de dégrader le PCT 5fois plus rapidement qu'avec un champignon seul.

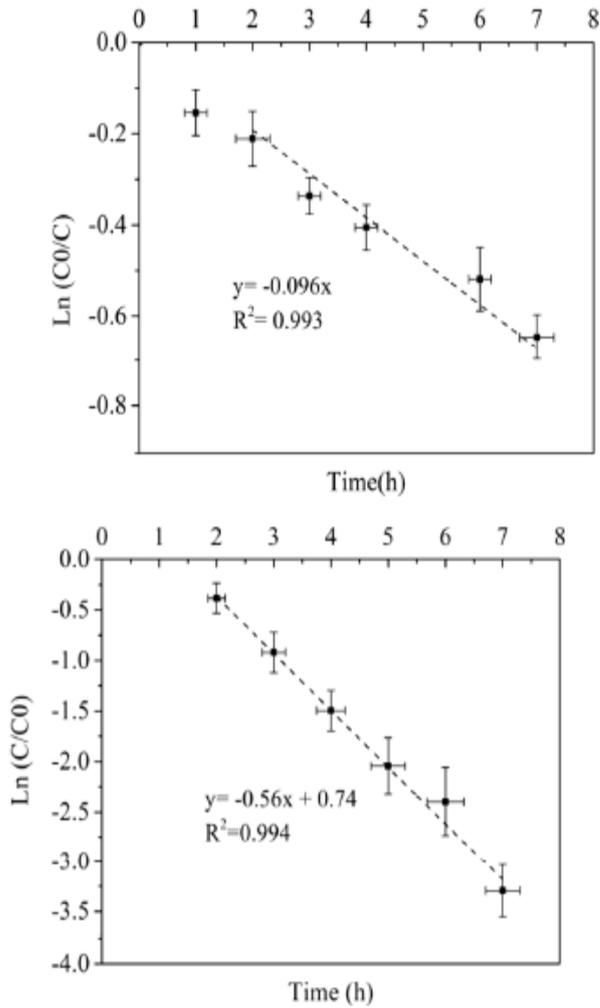


Figure IV.9: Cinétique de biodégradation du PCT par le biofilm pur de *Trichoderma harzianum* (à gauche) et par le biofilm mixte de *Trichoderma harzianum*/*Pseudomonas fluorescens* (à droite) [52]

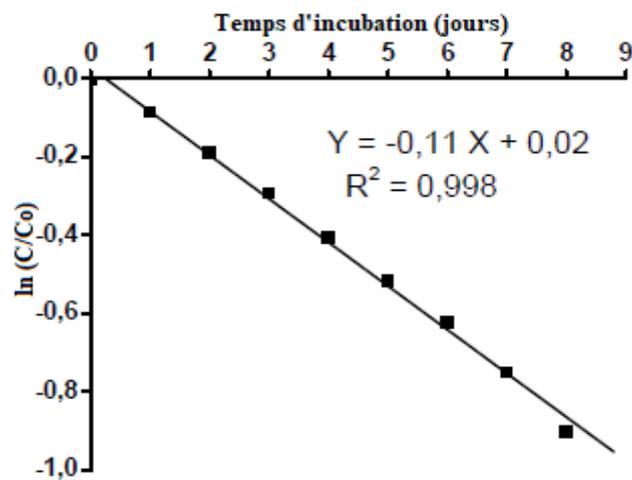


Figure IV.10: Etude de la cinétique de biodégradation du PCT par *S. dehoogii* [170]

IV. Conclusion

Cette étude nous a permis de mettre en évidence la faisabilité de la dégradation du PCT par une biopile fongique, et de comparer les cinétiques de biodégradation de deux types de biofilms, à savoir un biofilm pur avec que le champignon *Trichoderma* sp. et par un biofilm mixte avec le champignon *Trichoderma* sp. et des bactéries (issues de l'air mais non identifiées).

Ce qu'on peut retenir, est que la biopile fongique est un procédé propre qui permet de dégrader le paracétamol, et que la dégradation par le biofilm pur avec *Trichoderma* sp. ne génère pas de sous-produits et dégrade tout le paracétamol en 48h. Concernant le biofilm mixte, il dégrade aussi le paracétamol mais génère des sous-produits CMR notamment le para-aminophénol, et que la dégradation complète du paracétamol a lieu au bout de 24h et celle du para-aminophénol au bout de 9h, ce qui fait un total de 33h.

Au final le biofilm mixte est plus rapide que le biofilm pur de *Trichoderma* sp mais il génère du para-aminophénol; toutefois ce dernier est dégradé par le champignon. De plus de la dégradation, la biopile fongique génère un courant électrique qui a permis à alimenter une LED.

La biopile fongique pourrait être un bon moyen de traitement des eaux usées épurées pour la dégradation du paracétamol, et être complémentaire au traitement tertiaire dans l'avenir. Il reste encore des étapes à franchir notamment celle du changement d'échelle.

Conclusion Générale

Conclusion Générale

L'objectif de cette thèse est l'étude du procédé de couplage filtration sur sable et adsorption sur charbon actif en grain pour l'amélioration de la qualité physico-chimique et microbiologique des eaux usées épurées de la STEP de Ain El Houtz de la ville de Tlemcen-Algérie qui a été conçue pour une population de 150 000 équivalent/habitant d'une capacité de 30 000 m³/j, mise en service depuis Novembre 2005. La STEP traite des eaux usées domestiques par voie biologique par le procédé de boues activées suivi d'une décantation secondaire, les eaux à la sortie de la STEP sont réutilisées pour l'irrigation arboricole, cependant, ces eaux ne subissent aucun traitement de désinfection, ce qui peut causer des risques sanitaires lors de leurs réutilisation, mais aussi les eaux après épuration sont chargées en MES et en magnésium ce qui à long terme peut nuire à la qualité des sols irrigués et à obturer les systèmes d'irrigation de type goutte-à-goutte au aspersion.

L'enjeu de l'étude est de proposer un traitement tertiaire des ces eaux usées épurées (prises à la sortie du décanteur secondaire) en utilisant des matériaux naturels, disponibles et abondants permettant d'assurer une bonne qualité physico-chimique et microbiologique répondant aux normes (OMS dans notre cas) de réutilisation en irrigation. Ces matériaux sont ; du sable provenant du Sud Algérien utilisé dans un pilote de filtration (TE400, fabriqué par DELTALAB) et du charbon actif en grain fabriqué aussi en Algérie utilisé pour l'adsorption dans un dispositif formé d'une colonne en polyéthylène (fabriqué au laboratoire VRE).

Les travaux ont été réalisés en deux étapes successives ; la première étant la détermination des conditions optimales de fonctionnement du pilote de filtration sur sable (TE400) ; à savoir ; le choix des positions des vannes (de mise en atmosphère ouvertes ou fermées), le choix de la granulométrie du sable (trois granulométries ont été testées), et le choix du débit de filtration (30 L/h, 50 L/h, 80 L/h, 120 L/h, 150 L/h). Pour pouvoir choisir ces conditions, deux types de MES ont été testés dans une eau synthétique fabriquée au laboratoire (chaux et bentonite) avec trois concentrations différentes (0.1 g/L, 0.3 g/L, 0.5 g/L), le rôle des MES est de charger les eaux et créer une turbidité. Pour chaque type de MES et de concentration les paramètres cités ci-dessus (vannes, granulométrie et débit) ont été testés, et pour chaque paramètre des mesures de pertes de charge et de turbidité ont été effectuées. Le paramètre donnant la turbidité et les pertes de charge les plus faibles ont été choisies comme conditions optimales. Le choix s'est porté sur l'ouverture des deux vannes, le sable de granulométrie la plus faible (sable N°2) et le débit de 30L/h.

La seconde étape, était de procéder à la filtration sur sable (sur pilote TE400) et l'adsorption sur charbon actif en grain (sur la colonne en PE fabriquée) des eaux usées épurées de la STEP de Ain El Houtz. Dans notre étude on s'est intéressé à bénéficier du colmatage du filtre et du développement du biofilm pour la dégradation des polluants, pour cela on n'a pas procédé au lavage des filtres pour maintenir cette biomasse bactérienne. Notre filtre fonctionnait comme un biofiltre avec un faible débit de filtration, donc on peut considérer que la filtration était une filtration lente sur sable.

Les eaux usées épurées provenant de la STEP passaient par le filtre à sable ensuite par le charbon actif, et à chaque entrée et sortie du filtre des prélèvements ont été effectués dont les analyses ont porté sur les paramètres physico-chimiques ; conductivité électrique, pH, température, MES, turbidité, DCO, DBO, nitrates, phosphates, magnésium, calcium, dureté et chlorures, ainsi que microbiologiques ; germes totaux, coliformes fécaux, coliformes totaux, *Streptocoques* fécaux, *E.coli*, *Salmonelles*, et *Clostridium*.

Les résultats obtenus ont permis de montrer l'intérêt du couplage de la filtration sur sable et de l'adsorption sur charbon actif comme un traitement tertiaire des eaux usées épurées pour leur réutilisation à des fins agricoles. On a pu constater une forte amélioration de la qualité des eaux (physico-chimique et microbiologique) en associant les deux matériaux comparé à l'utilisation du sable seul.

Une réduction de la conductivité de 47% avec le sable seul a été obtenue, alors que le couplage sable et charbon actif ont pu le réduire encore plus de 11% passant à 58%. Le même constat a été fait pour la réduction de la DBO et DCO passant de 84% à 92% et de 73% à 83% respectivement après le couplage sable et charbon actif. Par contre, une faible amélioration de 1% a été obtenue après le couplage sable et charbon actif pour les MES et la turbidité passant de 93% à 94% et de 54% à 56% respectivement. De même pour les nitrates et phosphates passant de 72% à 74% et de 64% à 74% respectivement après le couplage sable et charbon actif.

Une forte amélioration en calcium, magnésium, dureté et chlorure a été obtenue passant de 52% à 91%, de 28% à 73%, de 68% à 20% et de 27% à 88% respectivement après le couplage sable et charbon actif.

Concernant les paramètres microbiologiques ; on a obtenu une forte réduction des germes totaux et coliformes totaux passant de 89% (après le sable seul) à 93% et de 90% à 95% respectivement après le couplage sable et charbon actif. De même pour les coliformes fécaux, *E.coli*, et les streptocoques de 85% à 94%, de 84% à 96% et de 82% à 92% respectivement après le couplage. Quant à la réduction de *clostridium* et des salmonelles, une réduction de 97% à 99% et de 66% à 94% après couplage.

Ces résultats montrent bien que la filtration sur sable permet une bonne amélioration de la qualité des eaux usées épurées, par contre le couplage du sable et du charbon actif a permis d'obtenir de meilleurs résultats comparé à ceux du filtre à sable seul, d'où l'intérêt du couplage qui a pu améliorer la qualité des eaux provenant du filtre à sable seul de 10 à 30%.

Si on compare nos résultats avec les normes de l'OMS pour la réutilisation de ces eaux pour l'irrigation, on constate que pour tous les paramètres les normes sont respectées, mis à part de faibles dépassements pour les MES, magnésium et phosphore de 14 mg/l, 20 mg/l et 6 mg/l respectivement, ces dépassements ne posent aucun problème pour leur réutilisation, car ces dépassements sont minimes. Pour les *salmonelles* et les *clostridium* on a aussi des dépassements à la norme de réutilisation de 20UFC/100ml et 1 UFC/100ml respectivement, ces dépassements peuvent présenter des risques sanitaires, car ces dernières devraient être

absente dans les d'irrigation. Donc, afin de pouvoir réutiliser ses eaux usées épurées après le traitement tertiaire filtration sur sable et adsorption sur charbon actif, il faut qu'une désinfection au chlore soit effectuée pour éliminer tout risque sanitaire.

Dans notre étude on s'est focalisés sur l'étude des paramètres physico-chimiques et microbiologiques, cependant, durant cette dernière décennie, l'émergence d'autres micropolluants dans les eaux usées inquiètent les chercheurs. Parmi ces micropolluants émergents on peut citer les résidus médicamenteux, plus précisément le paracétamol, qui est un anti inflammatoire non stéroïdien le plus utilisé dans le monde, qui une fois ingéré il est métabolisé très rapidement par contre, une partie non transformée est éliminé par l'urine et les fèces et donc se retrouve dans les eaux usées. Le paracétamol une fois rejeté dans l'environnement, il est dégradé par les bactéries en sous-produits CMR. Les STEP conventionnelles ne permettent pas leur élimination, c'est pour cela que d'autres procédés sont étudiés afin de trouver le moyen de les éliminer et en particulier les biopiles microbiennes.

Dans cette perspective de recherche, un stage à Angers-France a été effectué sur la dégradation du paracétamol par l'utilisation d'une biopile fongique. Ce stage nous a permis de mieux connaître le fonctionnement d'une biopile fongique, et de la manière dont la dégradation du paracétamol est faite par un champignon filamenteux, *Trichoderma sp.*

Pour de futurs travaux de recherches, ce type de bioprocédé devra être testé sur des eaux usées épurées pour voir ses performances de dégradation du paracétamol, mais aussi de tester cette innovation en changeant l'échelle et voir si les performances de dégradation seront toujours maintenues.

*Références
Bibliographiques*

Références

Références

- [1] Renou Sébastien. (2006). Analyse de cycle de vie appliquée aux systèmes de traitement des eaux usées. Thèse de doctorat. Génie des procédés. Institut National Polytechnique de Lorraine.
- [2] OMS, UNICEF et JMP. (2017). Progrès en matière d’approvisionnement en eau potable, d’assainissement et d’hygiène : mise à jour 2017 et estimations des ODD.
- [3] Van Den Berg Caroline et Danilenko Alexander. (2017). Performance des services d’eau en Afrique. Banque mondiale, Washington, DC.
- [4] Pontoni Ludovico. (2016). Accumulation and colloidal mobilization of trace heavy metals in soil irrigated with treated wastewater. Thèse de doctorat. Earth Sciences. Université Paris-Est.
- [5] Khalaphallah, R.. (2012). Greywater Treatment for Reuse by Slow Sand Filtration: Study of Pathogenic Microorganisms and Phage Survival, Chem. Thèse de doctorat. Process Eng., Ecole des Mines de Nantes.
- [6] Aboussaoud, M.W. (2014). Etude du rôle d'adsorbants alumino-silicates dans un procédé d'ozonation d'eaux usées pétrochimiques. Thèse de doctorat. Mécanique, Energétique, Génie Civil, Procédés, Toulouse.
- [7] Do Carmo Lourenço da Silva Maria. (2008). Effet de la variabilité du fractionnement de la pollution carbonée sur le comportement des systèmes de traitement des eaux usées par boues activées. Thèse de doctorat. Institut National Polytechnique de Lorraine.
- [8] Jacob Matthieu. (2011). Réutilisation des eaux usées épurées par association de procédés biologiques et membranaires. Thèse de doctorat. Génie des Procédés et de l'Environnement. Université de Toulouse.
- [9] Pasquini Laure. (2013). Micropolluants issus de l’activité domestique dans les eaux urbaines et leur devenir en station d’épuration. Thèse de doctorat. Université de Lorraine.
- [10] Wang Chen. (2015). Etude comparative des matériaux de garnissage dans les réacteurs de filtration pour l’assainissement non collectif. Thèse de doctorat. Sciences for Environnement. Université de Limoges.
- [11] Fadaei Abdolmajid. (2015). Comparison of the Efficiency of Physical and Biological Treatment of Slow Sand Filter in Kahkash (Samaan) Treatment Plant. Resources and Environment 2015, 5(4): 107-109. DOI: 10.5923/j.re.20150504.01.

Références

- [12] Mays, C.D., et Hunt, J.R. (2005). Hydrodynamic aspects of particle clogging in porous media. *Environ. Sci. Technol*, 39(2), 577-584.
- [13] Amourache-Benazzouz Mounia. (2019). Etude de l'élimination du bleu de méthylène et de composés organiques toxiques à partir de solutions aqueuses par un biosorbant non conventionnel, *Claviceps purpurea* hébergé par *Elytrigia repens* L: Implications sur la dépollution de l'eau et cas d'études. Thèse de doctorat. Chimie, Physique et Analytique. Université de Guelma.
- [14] Bisinella de Faria Ana Barbara. (2016). Development of an integrated approach for wastewater treatment plant optimization based on dynamic modelling and environmental assessment. Thèse de doctorat. Chemical and Process Engineering. INSA de Toulouse.
- [15] Herteman Mélanie. (2010). Evaluation des capacités bioremédiatrices d'une mangrove impactée par des eaux usées domestiques. Application au site pilote de Malamani, Mayotte. *Ecologie*. Thèse de doctorat. Université de Toulouse.
- [16] Cam Tu Vu. (2017). Comparison between granular and conventional activated sludge for trace metals elements sorption/desorption ability. Case of copper for land spreading application in France and in Vietnam. Thèse de doctorat. Eau, Sol, Environnement. Université de Limoges.
- [17] Rizk Nancy. (2017). Caractérisation du colmatage chimique et biologique et leurs interactions au sein d'un dispositif de micro-irrigation dans le contexte de la réutilisation des eaux usées épurées en irrigation. Thèse de doctorat. Génie des procédés. Université de Marseille.
- [18] Merzouki Mohammed, Fadel Hanane, et Benlemlih Mohamed. (2014). Traitement des effluents urbains et industriels : Originalité et performance. *Revue Agrobiologia* 2014; N°6, 36-41.
- [19] Belaid Nebil. (2010). Evaluation des impacts de l'irrigation par les eaux usées traitées sur les plantes et les sols du périmètre irrigué d'El Hajeb-Sfax: salinisation, accumulation et phytoabsorption des éléments métalliques. Thèse de doctorat. Eau Sol Environnement. Université de Limoges.
- [20] Bouaziz Karime Ines. (2014). Traitement de solutions organiques diluées par couplage adsorption-oxydation électrochimique. Thèse de doctorat. Génie des procédés et en l'environnement. Université de Toulouse.
- [21] Hu, W.L.; Huang, N. et Zhang, X.X. (2014). Impact of Saturation on Mass Transfer Rate between Mobile and Immobile Waters in Solute Transport within Aggregated Soils. *J. Hydrol.*, 519, 3557.

Références

- [22] FAO : Food and Agriculture Organisation. (2003). L'irrigation avec des eaux usées traitées : Manuel d'utilisation. pp 73.
- [23] Makhoukh, M., Sbaa, M., Berrahou, A., et Van. Clooster, M.. (2011). Contribution a l'étude physico-chimique des eaux superficielles de l'oued Moulouya (Maroc oriental). Larhyss Journal, ISSN 1112-3680, n° 09, Décembre 2011, pp. 149-169
- [24] Dauphin Laura. (2017). Développement d'un test rapide pour prédire la performance d'un réacteur à haute concentration de charbon actif recirculé. Thèse de doctorat. Sciences Appliquées. Université de Montréal.
- [25] Azimi S., Rocher V., Muller M., Moilleron R, et Thevenot D.R. (2005). Sources, distribution and variability of hydrocarbons and metals in atmospheric deposition in an urban area (Paris, France). Science of the Total Environment 337(1-3), 223-239.
- [26] Carre Erwan. (2017). Qualité biologique des eaux usées traitées en vue de la réutilisation. Thèse de doctorat. Université de Lyon.
- [27] Chung Jae Wook. (2015). Pathogen removal using saturated sand columns supplemented with hydrochar. Thèse de doctorat. Delft, the Netherlands.
- [28] OMS. (2020). Point sur la surveillance environnementale du SARS-CoV-2, Note d'information scientifique. WHO/2019-nCoV/Sci_Brief/EnvironmentalSampling/2020.1
- [29] Communiqué de l'Académie nationale de médecine. (2020). Covid-19 : surveillance de la circulation du SARS-Cov-2 dans les eaux usées, indicateur simple de suivi de la pandémie de Covid-19.
- [30] Campos, L.C., Su, M.F.J., Graham, N.J.D., et Smith, S.R. (2002). Biomass development in slow sand filters. Water Research 36(18), (4543-4551. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2006.12.045>.
- [31] Toze, S. (2006). Reuse of effluent water-benefits and risks. Agricultural Water Management, 80(1), 147-159.
- [32] Hamoda, M.F., Al-Ghusain, I., et AL-Mutairi, N.Z.. (2004). Sand filtration of wastewater for tertiary treatment and water reuse. Desalination 164 (2004) 203-211
- [33] Alighardashi Abolghasem. (2007). Composés pharmaceutiques et eaux usées urbaines. I, Analyse bibliographique. II, Effet de deux antibiotiques de type macrolide sur les boues activées. Thèse de doctorat. Institut National Polytechnique de Lorraine.
- [34] Sabiri Nour-Eddine, Monnier Elodie, Raimbault Virginie, Massé Anthony, Séchet Véronique et Jaouen Pascal. (2016). Effect of filtration rate on coal-sand dual-media filter

Références

performances for microalgae removal. *Environmental Technology*, DOI: 10.1080/09593330.2016.1193224

[35] Jantaporn Waritha. (2016). Technologies membranaires innovantes pour la réutilisation des eaux. Thèse de doctorat. Génie des procédés. Université Paul Sabatier - Toulouse III.

[36] Obeid Layaly. (2014). Synthèse et caractérisation de matériaux magnétiques pour l'adsorption de polluants présents dans les eaux. Thèse de doctorat. Chimie organique. Université Pierre et Marie Curie - Paris VI.

[37] Metcalf et Eddy. (1991). *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, Reuse*, 3rd ed., McGraw-Hill, New York.

[38] Sid Salima. (2017). Intensive biological processes are increasingly used in wastewater field due to their principles to operate on a reduced surface and produce good quality waters. Chimie. Thèse de doctorat. Université de Montpellier.

[39] Renou Sébastien. (2007). Couplage de procédés pour le traitement lixiviats. Thèse de doctorat. Science de l'environnement. Université Aix-Marseille 3.

[40] Mailler Romain. (2015). Devenir des micropolluants prioritaires et émergents dans les filières conventionnelles de traitement des eaux résiduaires urbaines des grosses collectivités (files eau et boues), et au cours du traitement tertiaire au charbon actif. Thèse de doctorat. Ingénierie de l'environnement. Université Paris-Est.

[41] Gaid, K. et Trealt, Y. (2007). Le dessalement des eaux par osmose inverse: l'expérience de Véolia Water. *Desalination* 203, 1–14.

[42] Baudequin Clément. (2011). Design of a mobile post-treatment unit for the water used during fire extinguishment. *Chemical and Process Engineering*. Ecole Centrale Paris.

[43] Hammer M.J., et Hammer, Jr. M.J. (2006) *Water and Wastewater Technology*, 5th edition, Prentice Hall of India, New Delhi, p. 540.

[44] Ramalho, R. (2012). Introduction to wastewater treatment processes. Chapitre 6. Elsevier.

[45] Singh, V., et Mittal, A.K. (2012). Characterization of biofilm of a rotating biological contactor treating synthetic wastewater. *Water Science and Technology*, 66(2), 429- 437.

[46] Torrens, A., Molle, P., Boutin, C., et Salgot, M.. (2006). Association of stabilization ponds and intermittent sand filters: an appropriate wastewater treatment system for small communities. *Proceedings of the 7th IWA International Conference on Small Water and Wastewater Systems*, Mexico.

Références

- [47] Yaman, C., Martin, J.P. et Korkut, E.. (2006). Effects of wastewater filtration on geotextile permeability. *Geosynthetics International*, 2006, 13, No. 3
- [48] Aloo, B.N., Mulei, J., et Mwamburi, A.L. (2014). Slow Sand Filtration of Secondary Sewage Effluent: Effect of Sand Bed Depth on Filter Performance. *IJIRSET*, 3 (8)
- [49] Sun, L.-M., Meunier, F., Brodu, N., et Manero, M.-H.. (2003). Adsorption: Aspects Théoriques, Techniques de l'ingénieur, France.
- [50] Hourizadeh Nicolas. (2015). Valorisation du traitement d'eaux usées à partir de piles combustibles microbiennes benthiques. Thèse de doctorat. Chimie. Université des Antilles.
- [51] Blout Mohamed Achraf. (2017). Développement de biocathodes pour biopiles enzymatiques utilisant la laccase. Thèse de doctorat. Physique et chimie des matériaux. Université Pierre et Marie Curie
- [52] Shabani Mehri, Pontié Maxime, Younesi Habibollah, Nacef Mouna, Rahimpour Ahmad, Rahimnejad Mostafa, et Bouchenak Khelladi Racha Medjda, (2021). Biodegradation of acetaminophen and its main by-product 4-aminophenol by *Trichoderma harzianum* versus mixed biofilm of *Trichoderma harzianum*/*Pseudomonas fluorescens* in a fungal-microbial fuel cell. *Journal of Applied Electrochemistry*. <https://doi.org/10.1007/s10800-020-01518-w>
- [53] Ben Hassan Ines. (2014). Analyse multi-échelle de la filtration sur microsieve de particules modèles inertes et biologiques : Caractérisation in situ du dépôt par microscopie confocale. Thèse de doctorat. Sciences Biologiques. Université de Toulouse.
- [54] Sonune, A. et Ghate, R.. (2004). Developments in wastewater treatment methods. *Desalination* 167,55-63,2004
- [55] David Pierre-Luc. (2013). Traitement des eaux grises par réacteur à lit fluidisé et dangers liés à leur utilisation pour l'irrigation d'espaces verts urbains. Thèse de doctorat. Génie des procédés. Ecole des Mines de Nantes.
- [56] Jiménez-Cisneros, B. (2014). Water Reuse and Recycling. In Satinder A. (Ed.), *Comprehensive Water Quality and Purification* (pp. 296–323). Amsterdam (Pays-Bas): Elsevier.
- [57] Asano, T.. (2000). Reclaimed wastewater as a water resource, *Wastewater Reclamation and Reuse*, New Age International, New Delhi, pp. 1-20
- [58] Cirelli Claudia. (2006). Environnement et pratiques agricoles à risque aux marges des villes mexicaines. Thèse de doctorat. Sciences de l'Homme et Société. Université Paris VIII.

Références

- [59] Koller Emilian. (2004). Aide mémoire de génie chimique. 4^{ème} Edition. Dunod.
- [60] Ladislas Séverine. (2011). Transfert de polluants au sein d'un ouvrage de traitement des eaux issues du ruissellement urbain - Mise au point d'un procédé de traitement complémentaire. Thèse de doctorat. Génie des procédés. Ecole des Mines de Nantes.
- [61] Benmezroua Boumediene. (2011). Etude numérique et expérimentale, à l'échelle microstructurelle, du transport granulaire dans les matériaux poreux saturés. Thèse de doctorat. Mécanique des fluides. INSA de Rennes.
- [62] Papineau Isabelle. (2013). Influence des variations de qualité d'eau brute et du vieillissement des matériaux filtrants sur la performance de la filtration granulaire. Thèse de doctorat. Ecole polytechnique de Montréal.
- [63] Haider Raza. (2018). Performance of Up-Flow Roughing Filters at High Altitude for Removal of Particles in Glacial Drinking Water in Mominabad Hunza, University of Surrey.
- [64] Daalach Selma. (2017). Étude de la performance des filtres Vortisand en présence d'un balayage de surface. Thèse de doctorat. Génie de l'environnement. Université du Québec
- [65] Catalano Emanuele. (2012). Modélisation physique et numérique de la micro-mécanique des milieux granulaires saturés. Application à la stabilité de substrats sédimentaires en génie côtier. Thèse de doctorat. Sciences de la Terre. Université de Grenoble.
- [66] Rajapakse, J.P. et Sumanaweera, S.. (2007). Pre-treatment before slow sand filtration with pebble matrix filtration at Kataragama water treatment works, Sri Lanka. Engineer, No. 02, pp. 53-57, 2007
- [67] AFNOR. (1997). Recueil des normes françaises (Compilation of french regulations).
- [68] Marsa Zoubida. (2015). Etude de l'effet de différents coagulants et adsorbants sur la qualité de l'eau potable de la station de Skikda. Thèse de doctorat. Pollution chimique et environnement. Université de Skikda.
- [69] Ankidawa, B.A. et Tope, A.A.. (2017). Design of slow sand filter technology for rural water treatment in girei, adamawa state, North Eastern Nigeria. Asian Journal of Environment & Ecology 3(3): 1-7, 2017; Article no.AJEE.34395.
- [70] Clark Peter A., Pinedo Catalina Arango, Fadus Matthew, et Capuzzi Stephen. (2012). Slow-sand water filter: Design, implementation, accessibility and sustainability in developing countries. Med Sci Monit, 2012; 18(7): RA105-117
- [71] Heather A. Lukacs. (2002). From design to implementation: Innovative slow sand filtration for use in developing countries. Génie civil. Institut de Technology Massachusetts.

Références

- [72] Gette-Bouvarot Morgane. (2014). Rôle du compartiment biologique dans les processus de colmatage et décolmatage de bassins d'infiltration. Thèse de doctorat. Ingénierie de l'environnement. École Nationale des Travaux Publics de l'État [ENTPE].
- [73] Penalver Tatianne. (2011). Etude d'un procédé de dépollution basée sur le couplage ozone/charbon actif pour l'élimination des phtalates en phase aqueuse. Thèse de doctorat. Alimentation et Nutrition. Université d'Orléans.
- [74] Tahar Alexandre. (2013). Amélioration de l'élimination des micropolluants organiques des eaux usées par traitements secondaire et tertiaire. Thèse de doctorat. Université Montpellier I.
- [75] Masmoudi Toufik. (2016). Incidence de la minéralisation sur l'élimination du mercure par deux procédés physico-chimiques. Application à deux effluents résiduaux. Thèse de doctorat. Hydraulique. Université de Biskra.
- [76] Ouakouak Abdelkader. (2017). Elimination du cuivre, des nitrates et des phosphates des eaux par adsorption sur différents matériaux. Thèse de doctorat. Hydraulique urbaine et aménagement. Université de Biskra.
- [77] Manole Creangă Carmen. (2017). Procédé AD-OX d'élimination de polluants organiques non biodégradables par adsorption puis oxydation catalytique. Thèse de doctorat. Génie des procédés. Université de Toulouse.
- [78] Elham Farouk mohamed. (2011). Removal of organic compounds from water by adsorption and photocatalytic oxidation. Thèse de doctorat. Génie des procédés et de l'environnement. Université de Toulouse.
- [79] Masson Sylvain. (2015). Étude de l'adsorption de micropolluants émergents sur des tissus de carbone activé. Thèse de doctorat. Université Grenoble Alpes.
- [80] Sandotin Lassina Coulibaly. (2014). Abattement des phosphates des eaux usées par adsorption sur des géomatériaux constitués de Latérite, grès et schistes ardoisiers. Thèse de doctorat. Université de Lorraine.
- [81] Boughaita Imen. (2018). Essais de dépollution des eaux contaminées par un composé organique par l'utilisation de nouveaux biosorbants. Thèse de doctorat. Génie Chimique. Université de Skikda.
- [82] Ait Mahamed-Mouhoubi Halima. (2018). Etude de sorption aux interfaces solide-liquide. Application aux cas de dérivés oxygénés de fer et d'aluminium. Thèse de doctorat. Sciences. Université de Mostaganem.
- [83] Grah Patrick Atheba. (2009). Traitement des eaux par action combinée de la photocatalyse solaire et de l'adsorption sur charbon actif : conception et réalisation du procédé. Thèse de doctorat. Université Paul Verlaine – Metz.

Références

- [84] Zalaghi, A., Lamchouri, F., Toufik, H., et Merzouki, M.. (2014). Valorisation des matériaux naturels poreux dans le traitement des Lixiviats de la décharge publique non contrôlée de la ville de Taza (Valorization of natural porous materials in the treatment of leachate from the landfill uncontrolled city of Taza). *J. Mater. Environ. Sci.* 5 (5) (2014) 1643-1652
- [85] Ely Abdellahi. (2010). Synthèse et propriétés de biosorbants à base d'argiles encapsulées dans des alginates : Application au traitement des eaux. Thèse de doctorat. Science pour l'environnement. Université de Limoges.
- [86] Guedidi Hanen. (2015). Préparation et modification de carbones activés pour l'adsorption de polluants organiques émergents : molécules pharmaceutiques et liquides ioniques. Thèse de doctorat. Chimie organique. Université de Tunis El Manar.
- [87] Ziati Mounir. (2012). Adsorption et électrosorption de l'arsenic (III) sur charbon à base de noyaux de dattes activés thermiquement et chimiquement. Thèse de doctorat. Chimie. Université de Annaba.
- [88] Agner Christelle. (2003). Caractérisation de surface d'adsorbants carbones et étude des équilibres et cinétiques d'adsorption en phase gazeuse. Thèse de doctorat. Chimie-physique. Université de Metz.
- [89] N'guessan Joachim Krou.(2010). Etude expérimentale et modélisation d'un procédé séquentiel AD-OX d'élimination de polluants organiques. Thèse de doctorat. Génie des procédés et de l'environnement. Université de Toulouse.
- [90] Guilane Sarah. (2016). Régénération sonolytique d'un charbon actif en grain saturé par un composé phénolique dans divers types de réacteur. Thèse de doctorat. Génie des procédés. Université de Annaba.
- [91] Reygrobellet Amélie. (2010). Impacts des conditions d'exploitation sur les performances des filtres au charbon actif biologique. Thèse de doctorat. Génie civil. Université de Montréal.
- [92] APHA. (1998). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, United States Environmental Protection Agency, American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, Washington, DC, pp. 3–37.
- [93] ONA. Office nationale de l'assainissement. 2006
- [94] Des Jardins Raymond. (1997). Le traitement des eaux. 2^{ème} Edition. Editions de l'Ecole Polytechnique de Montréal.
- [95] Arias, C.A., Del Bubba, et M., Brix, H. (2001). Phosphorus removal by sands for use as media in subsurface flow constructed reed beds. *Water Res.* 35, 1159–1168.

Références

- [96] Davies, P.D., et Wheatley, A.D., (2012). Pilot plant study of alternative filter media for rapid gravity filtration. *Water Sci. Technol.* 66, 2779–2784.
- [97] Kellil, A., et Bensafia, D., (2003). Removal of phosphates by direct filtration on sand bed, *J. Water Sci.*, 16 (2003) 317–332.
- [98] Yamina, G., Abdeltif, A., Youcef, T., Mahfoud, H.M., Fatiha, G., (2013). A comparative study of the addition effect of activated carbon obtained from date stones on the biological filtration efficiency using sand dune bed. *Energy procedia* 36, 1175–1183.
- [99] Verma Srishti, Daverey Achlesh et Sharma Archana. (2017). Slow sand filtration for water and wastewater treatment – a review, *Environmental Technology Reviews.* 6:1, 47-58. DOI: 10.1080/21622515.2016.1278278.
- [100] Rolland, L., Molle, P., Liénard, A., Bouteldja, F., et Grasmick, A., (2009). Influence of the physical and mechanical characteristics of sands on the hydraulic and biological behaviors of sand filters. *Desalination* 248, 998–1007.
- [101] Redner, S., et Somalee Datta. (2000). Gradient clogging in depth filtration. *Physical review*, Volume 58, Number 2.
- [102] Benmachou Kader. (2005). Etude et modélisation du colmatage d'un filtre plissé. *Energétique et dynamique des fluides*. Thèse de doctorat. Université de Toulouse.
- [103] Hans M. Wyss, Daniel L. Blair, Jeffrey F. Morris, Howard A. Stone, et David A. Weitz. (2006). Mechanism for clogging of microchannels. *Physical review E* 74, 061402.
- [104] Touila, Y., Gherairia, Y., Issaadi, R., et Amrane, A. (2014). Biological filtration on sand of dunes Filters fouling. *Energy Procedia*, 50 (2014), 471 478.
- [105] Veerapaneni Srinivas et Wiesner Mark. (1997). Deposit morphology and head loss development in porous media. *Environ. Sci. Technol.* 1997, 31, 2738-2744
- [106] Boller, M. A., et Kavanaugh, M. C. (1995). Particle characteristics and headloss increase in granular media filtration. *Wat. Res.*, 29 (4), 1139 1149. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(94\)00256-7](https://doi.org/10.1016/0043-1354(94)00256-7)
- [107] Duke W.F., Nordin R.N., Baker D, et Mazumder A, ,(2006). The use and performance of biosand filters in the artibonite valley of Haiti : A field study of 107 households. *Rural and remote health* 6 :570.
- [108] Guofen, H., Jun, K., Yuyu, J., et Man, L. (2017). Influence of clogging and resting processes on flow patterns in vertical flow constructed wetlands. *Science of the Total Environment*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.113>

Références

- [109] Dersoir Benjamin, Robert de Saint Vincent Matthieu, Abkarian Manouk, Tabuteau Hervé. (2015). Clogging of a single pore by colloidal particles. *Microfluid Nanofluid*. DOI 10.1007/s10404-015-1624-y
- [110] Sendekie, Z., et Bacchin, P. (2016). Colloidal Jamming Dynamics in Microchannel Bottlenecks. *Langmuir*, American chemical society, 32(6), 1478-1488.
- [111] Mahlangu, T.O., Mpenyana-Monyatsi, L., Momba, M.N.B., et Mamba, B.B.. (2011). A simplified cost-effective biosand filter (BSFZ) for removal of chemical contaminants from water, *J. Chem. Eng. Mater. Sci.*, 2 (2011) 156–167.
- [112] Timoteo B. Bagundol, Anthony L. Awa, et Marie Rosellynn C. Enguito. (2013). Efficiency of Slow Sand Filter in Purifying Well Water. *J Multidisciplinary Studies Vol. 2*, No. 1, Dec 2013 ISSN: 2350-7020 doi:<http://dx.doi.org/10.7828/jmds.v2i1.402> 86.
- [113] Ben Abbou, M., et El Haji, M.. (2014). Treatments by electrocoagulationfiltration of uncontrolled leachate discharge from the city of Taza and re-use in the germination of sorghum and alfalfa, *Int. J. Innovation Appl. Stud.*, 9 (2014) 355–366.
- [114] Zaidun, N. A. (2011). The effect of sand filter characteristics on removal efficiency of organic matter from grey water. *Al-Qadisiya Journal For Engineering Sciences*, 4
- [115] Bacchin, P., Aimar, P., et Field, R.W.. (2006). Critical and sustainable fluxes : Theory, experiments and applications. *Journal of membrane science*. Elsevier.206, 281 (1-2), pp.42-69.
- [116] Brans, G., Van Dinther, A., Odum, B., Schroen, C.G.P.H., et Boom, R.M. (2007). Transmission and fractionation of micro sized particle suspensions. *J. Membr Sci*, 290 (1-2), 230. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2006.12.04>
- [117] Zahrim, A.Y., et Hilal, N. (2013). Treatment of highly concentrated dye solution by coagulation/flocculation-sand filtration and nanofiltration. *Water resources and industry*, 3(2013), 23-34.
- [118] Gordon J.Williams, Braham Sheikh, Robert B.Holden, Tom J.Kouretas, et Kara L.Nelson. (2007). The impact of increased loading rate on granular media, rapid depth filtration of wastewater. *Water research*. 41(19) :4535-45
- [119] Youngseok Kim, Kyung Hyun Ahn, et Seung Jong Lee. (2017). Clogging mechanism of poly(styrene) particles in the flow through a single micro-pore. PII: S0376-7388(17)30375-7. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.memsci.2017.04.010>.
- [120] Quansheng L., Xianze C., Chengyuan Z. et Shibing H. (2015). Experimental investigation of suspended particles transport through porous media: particle and grain size effect. *Environmental Technology*, DOI: 10.1080/09593330.2015.1088578.

Références

- [121] Ben Aim, R., Vigneswaran, S., Prasanthi, H., et Jegatbeesan, V.. (1997). Influence of particle size and size distribution in granular bed filtration and dynamic microfiltration. *Water science and technology*, volume 36, issue4, pages 207-215.
- [122] Chang, J. S., Vigneswaran, S., Kandasamy, J. K., et Tsai, L. J. (2008). Effect of pore size and particle size distribution on granular bed filtration and microfiltration. *Separation Science and Technology*, 43(7), 2008. <https://doi.org/10.1080/01496390801974605>
- [123] Ramachandran, V., et Fogler, H.S.. (1999). Plugging by hydrodynamic bridging during flow of stable colloidal particles within cylindrical pores, *J. Fluid Mech.*, 385 (1999) 129–156.
- [124] Skaf, Z., Eker, O.F., et Jennions, I.K.. (2015). A simple state-based prognostic model for filter clogging, *Procedia CIRP*, 38 (2015) 177–182.
- [125] Khengaoui, K., Mahammed, M.H., Touil, Y., et Amrane, A.. (2015). Influence of secondary salinity wastewater on the efficiency of biological treatment of sand filter, *Energy Procedia*, 74 (2015) 398–403.
- [126] Murphy, H.M., McBean, E.A., Farahbakhsh, K., (2010). A critical evaluation of two point-of-use water treatment technologies: can they provide water that meets WHO drinking water guidelines? *J. Water Health* 8 (4), 611–630. <https://doi.org/10.2166/wh.2010.156>.
- [127] Young-Rojanschi, C., Madramootoo, C., (2015). Comparing the performance of biosand filters operated with multiday residence periods. *J. Water Supply Res. Technol.* 64, 157. <https://doi.org/10.2166/aqua.2014.027>.
- [128] Lyda Patricia Sabogal-Paz, Luiza Cintra Campos, Anna Bogush, et Melisa Canales. (2020). Household slow sand filters in intermittent and continuous flows to treat water containing low mineral ion concentrations and Bisphenol A. *Science of the Total Environment* 702 (2020) 135078. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135078>
- [129] Alanna Maria do Nascimento Bezerra, Marcos Henrique Gomes Ribeiro, Artur Paiva Coutinho, et Ana Emília Carvalho de Gusmão da Cunha Rabelo, Elizabeth Amaral Pastich Gonçalves. (2020). Performance of slow sand filters in the after-treatment of effluent from Pernambuco state textile center, *Rev. Ambient. Água* vol. 15 n. 6, e2586 - Taubaté 2020, DOI:10.4136/ambi-agua.2586
- [130] Achak, M., Mandi, L., et Ouazzani, N., (2009). Removal of organic pollutants and nutrients from olive mill wastewater by a sand filter. *J. Environ. Manage.* 90, 2771–2779.
- [131] Roth, E.J., Gilbert, B., et Mays, D.C.. (2015). Colloid deposit morphology and clogging in porous media: fundamental insights through investigation of deposit fractal dimension, *Environ. Sci. Technol.*, 49 (2015) 12263–12270.

Références

- [132] Li, C., Wu, Y.F., Zhang, L.B., et Liu, W.. (2010). Treatment Efficiencies of Slow Sand Filtration for Landscape Water, 4th International Conference on Bioinformatics and Biomedical Engineering, IEEE, Chengdu, China, 2010, pp. 1–3.
- [133] Wu, L.L., Zhao, X., et Meng, Z.. (2011). Removal of dissolved organic matter in municipal effluent with ozonation, slow sand filtration and nanofiltration as high quality pre-treatment option for artificial groundwater recharge, *Chemosphere*, 83 (2011) 693–699.
- [134] Babashola D. Odugbose, Nurudeen S. Lawal, Babatunde O. Adetifa, Hezekiah O. Adeyemi, Jarumi A. Mangey, Adedotun T. Adegoke et Olusegun S. Afolabi. (2020). Efficacy of Slow Sand Filtration System Embedded with Activated Carbon for agro-industrial wastewater treatment, *Mindanao Journal of Science and Technology* Vol. 18 (2) (2020) 224-242.
- [135] Vashisht Ajay Kumar et Ranjan Prem (2020). Intermittent multi-column sand filter: A unique solution to multiple applications, *J. Inst. Eng. India Ser. A*, 101, 69-75. <https://doi.org/10.1007/s40030-019-00408-5>
- [136] Jie Fu, Wan-Ning Lee, Clark Coleman, Melissa Meyer, Jason Carter, et Kirk Nowack. (2017). Pilot investigation of two-stage biofiltration for removal of natural organic matter in drinking water treatment, *Chemosphere* 166(2017)311e322, <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.09.101>
- [137] Sunil P. Lohani, Sanjay N. Khanal, et Rune Bakke. (2020). A simple anaerobic and filtration combined system for domestic wastewater treatment, *Water-Energy Nexus* 3 (2020) 41–45. <https://doi.org/10.1016/j.wen.2020.03.004>
- [138] Khaled A. Ibrahim, Sayed I. A. Ahmed, Ahmed S.El-Gendy, et Tarek I. M. Sabry. (2020). Effect of Media Properties on Performance of Sand Filtration for Drain Water Treatment. Preprints. DOI:10.20944/preprints202003.011
- [139] Gherairi, F., Hamdi-Aissa, B., Touil, Y., Hadj-Mahammed, M., Messrouk, H., et Amrane, A., (2015). Comparative Study between two Granular Materials and their Influence on the Effectiveness of biological Filtration. *Energy Procedia* 74, 799–806.
- [140] Erina Rahmadyanti Agus Wiyono, et Guntur Arif Firmansyah. (2020). Integrated system of biofilter and constructed wetland for sustainable batik industry. *International Journal of Geotechnique, Construction Materials and Environment*. Vol.18, Issue 70, pp. 138 – 148. DOI: <https://doi.org/10.21660/2020.70.61681>
- [141] Stephanie M. Riley, Danika C. Ahoor, et Tzahi Y. Cath. (2018). Enhanced biofiltration of O&G produced water comparing granular activated carbon and nutrients,

Références

Science of the Total Environment 640–641 (2018) 419–428.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.228>

[142] Djedidi, N., et Hassen, A.. (1991). Propriétés physiques des sols et pouvoir colmatant des eaux usées en fonction de leur degré de traitement, Cah. - ORSTOM, Ser. Pedol., 26 (1991) 3–10.

[143] Yapo, O.B., Mambo, V., . Meledje Djedjess, E.J.-C, Ohou, M.J., Seka, A., Tidou, A.S., et Houenou, P.V.. (2009). Searching for parameters optimising the biological denitrification of nitrate-and ammonium-rich well waters by private slow sand filtration reactors, Eur. J. Sci. Res., 26 (2009) 565–576.

[144] Andersson, A., Laurent, P., Kihn, A., Prévost, M., et Servais, P.. (2001). Impact of temperature on nitrification in biological activated carbon (BAC) filters used for drinking water treatment, Water Res., 35 (2001) 2923–2934.

[145] Kihn, A., Andersson, A., Laurent, P., Servais, P., et Prévost, M.. (2002). Impact of filtration material on nitrification in biological filters used in drinking water production, J. Water Supply Res. Technol. AQUA, 51 (2002) 35–46.

[146] Torrens, A., Molle, P., Boutin, C., et Salgot, M.. (2009). Impact of design and operation variables on the performance of vertical-flow constructed wetlands and intermittent sand filters treating pond effluent, Water Res., 43 (2009) 1851–1858

[147] Cho, D.-W., Chon, C.-M., Kim, Y.J., Jeon, B.-H., Schwartz, F.W., Lee, E.-S., et Song, H.. (2011). Adsorption of nitrate and Cr(VI) by cationic polymer-modified granular activated carbon, Chem. Eng. J., 175 (2011) 298–305.

[148] Kheliel, O., Ouakouak, A.E.K., Youcef, L., et Achour, S.. (2015). Dénitrification des eaux souterraines par adsorption sur charbon actif et par coagulation-floculation au sulfate d'aluminium, LARHYSS J., (2015) 181–190.

[149] Oktaviani A., et Suwartha N. (2021). Analysis of multimedia filter effectiveness to improve the quality of rainwater runoff in fulfilling urban raw water supply, IOP Conf. Series: Earth and Environmental Science 623 (2021) 012008, DOI:10.1088/1755-1315/623/1/012008

[150] Hussain, M.A., Al-Ani, M., et Al-Khalidi, S., (2016). Adsorption of Coliform Bacteria from water by Activated Carbon. Eng. Technol. J. 34, 1782–1788.

[151] Maurya, A., Singh, M.K., et Kumar, S., (2020). Biofiltration technique for removal of waterborne pathogens, in: Waterborne Pathogens. Elsevier, pp. 123–141.

[152] Prem Ranjan et Manjeet Prem. (2018). Schmutzdecke- A Filtration Layer of Slow Sand Filter, review article. International Journal of Current Microbiology and Applied

Références

Sciences ISSN: 2319-7706 Volume 7 Number 07 (2018).
<https://doi.org/10.20546/ijcmas.2018.707.077>

[153] Fitriani, N., Ardiyanti, P.E., Kuncoro, E.P., Budiyanto, W.D., Isnadina, D.R.M., Wahyudianto, F.E., et Mohamed, R.M.S.R.,(2020). Behavior of schmutzdecke with varied filtration rates of slow sand filter to remove total coliforms. *Heliyon* 6, e03736.

[154] Radhi, A.A., et Borghei, M., (2017). Effect of aeration then granular activated carbon on removal efficiency of TOC, COD and Coliform, Fecal coliform for "Sorkheh Hesar Canal" water. *Int. J. Comput. Appl. Sci. IJOCAAS* 3, 201–206.

[155] Santiago, P., Jiménez-Belenguer, A., García-Hernández, J., Estellés, R.M., Pérez, M.H., López, M.A.C., Ferrús, M.A., et Moreno, Y., (2018). High prevalence of *Salmonella* spp. in wastewater reused for irrigation assessed by molecular methods. *Int. J. Hyg. Environ. Health* 221, 95–101.

[156] Mulugeta S, Brigitte H, Drewes JE, et Nigussie A. (2020). Consequences of fluctuating depth of filter media on coliform removal performance and effluent reuse opportunities of a bio-sand filter in municipal wastewater treatment, *Journal of Environmental Chemical Engineering*. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104135>

[157] Hammes, F., Velten, S., Egli, T., et Juhna, T., (2011). Biotreatment of drinking water.

[158] Medeiros, R.C., Daniel, L.A., De Oliveira, G.L., et Hoffmann, M.T., (2019). Performance of a small-scale wastewater treatment plant for removal of pathogenic protozoa (oo) cysts and indicator microorganisms. *Environ. Technol.* 40, 3492–3501.

[159] Pongener, C., Bhomick, P., Bora, S.U., Goswamee, R.L., Supong, A., et Sinha, D., (2017). Sand-supported bio-adsorbent column of activated carbon for removal of coliform bacteria and *Escherichia coli* from water. *Int. J. Environ. Sci. Technol.* 14, 1897–1904.

[160] Kaetzel, K., Lübken, M., Nettmann, E., Krimmler, S., et Wichern, M., (2020). Slow sand filtration of raw wastewater using biochar as an alternative filtration media. *Sci. Rep.* 10, 1–11.

[161] Langenbach, K., Kuschik, P., Horn, H., et Kästner, M., (2010). Modeling of slow sand filtration for disinfection of secondary clarifier effluent. *Water Res.* 44, 159–166.

[162] Natália de Melo Nasser Fava, Ulisses Costa Terin, Bárbara Luíza, Souza Freitas, Lyda Patricia Sabogal-Paz, Pilar Fernandez-Ibañez et John Anthony Byrne. (2020). Household slow sand filters in continuous and intermittent flows and their efficiency in microorganism's removal from river water, *Environmental Technology*, DOI: 10.1080/09593330.2020.1841834

[163] JaeWook Chung, Oghosa Charles Edewi, Jan Willem Foppen, Gabriel Gerner, Rolf Krebs et Piet Nicolaas Luc Lens. (2017). Removal of *Escherichia coli* by intermittent

Références

operation of saturated sand columns supplemented with hydrochar derived from sewage sludge. *Appl. Sci*, 7, 839; DOI:10.3390/app7080839

[164] Annisa N., Prasetya H. et Sholihah Q. (2020). Potential of carbonized rice husk as a filter media rain garden to decrease the turbidity of water and Coli bacteria in the Stormwater Runoff. a review of current research. The 6th International Symposium on Applied Chemistry (ISAC). DOI:10.1088/1757-899X/1011/1/012013

[165] Elliott, M.; Stauber, C.; Koksal, F.; DiGiano, F. et Sobsey, M. (2008). Reductions of *E. Coli*, echovirus type 12 and bacteriophages in an intermittently operated household-scale slow sand filter. *Water Res*, 42, 2662–2670.

[166] Zhang, K., et Farahbakhsh, K., (2007). Removal of native coliphages and coliform bacteria from municipal wastewater by various wastewater treatment processes: implications to water reuse. *Water Res*. 41, 2816–2824.

[167] Kistemann, T., Rind, E., Rechenburg, A., Koch, C., Claßen, T., Herbst, S., Wienand, I., et Exner, M., (2008). A comparison of efficiencies of microbiological pollution removal in six sewage treatment plants with different treatment systems. *Int. J. Hyg. Environ. Health* 211, 534–545.

[168] WHO, (2012). Directives OMS pour l'utilisation sans risque des eaux usées, des excréta et des eaux ménagères, Volume II: Utilisation des eaux usées en agriculture.

[169] Darío R. Olicón-Hernández, Jesús González-López, et Elisabet Aranda. (2017). Overview on the Biochemical Potential of Filamentous Fungi to Degrade Pharmaceutical Compounds. *Front Microbiol.*; 8: 1792. DOI: 10.3389/fmicb.2017.01792

[170] Mbokou Serge Foukmeniok, Pontié Maxime, Razafimandimby Bienvenue, Bouchara Jean-Philippe, Njanja Evangéline et Kenfack Ignas Tonle. (2016). Evaluation of the degradation of acetaminophen by the filamentous fungus *Scedosporium dehoogii* using carbon-based modified electrodes. *Anal Bioanal Chem* 408:5895–5903, DOI 10.1007/s00216-016-9704-8», *Anal Bioanal Chem* (2016) 408: 5895–5903, DOI 10.1007 / s00216-016-9704-8

[171] Carlos E. Rodríguez-Rodríguez, Enrique Barón, Pablo Gago-Ferrero, Aleksandra Jelic, Marta Llorca, Marinella Farré, M. Silvia Díaz-Cruz, Ethel Eljarrat, Mira Petrovic, Glòria Caminal, Damià Barceló, et Teresa Vicent. (2012). Removal of pharmaceuticals, polybrominated flame retardants and UV-filters from sludge by the fungus *Trametes versicolor* in bioslurry reactor. *Journal of Hazardous Materials* 233– 234 (2012) 235– 243

[172] Pinedo-Rivilla, C., Aleu, J. et Collado, I. G.. (2009). Pollutants Biodegradation by Fungi », *Current Organic Chemistry*, 13, 1194-1214

Références

- [173] Hasan Saba. (2016). Potential of *Trichoderma* sp. in Bioremediation: A Review », *Journal of Basic and Applied Engineering Research* p-ISSN: 2350-0077; e-ISSN: 2350-0255; Volume 3, Issue 9; April-June, pp. 776-779
- [174] Widya Ernayati Kosimaningrum. (2018). Modification of Carbon Felt for Construction of Air-Breathing Cathode and Its Application in Microbial Fuel Cell. *Chimie et Physico-Chimie de Matériaux*. Thèse de doctorat. École doctorale Sciences Chimiques Balard.
- [175] Pontié Maxime, Jaspard, E., Friant, C., Kilani, J., Fix-Tailler, A., Innocent, C., Chery, D., Mbokou, S.F., Somrani, A., Cagnon, B., et Pontalier, P.Y.. (2019). A sustainable fungal microbial fuel cell (FMFC) for the bioremediation of acetaminophen (APAP) and its main by-product (PAP) and energy production from biomass », *Biocatalysis and Agricultural Biotechnology* 22 (2019) 101376

Annexe

ANNEXES

Annexe 1 : Calcul du nombre le plus probable (NPP)

Nombre de tubes donnant une réaction positive sur			NPP dans 100 mL	Limites de confiance à 95 %	
3 tubes de 10 mL	3 tubes de 1 mL	3 tubes de 0,1 mL		Limite inférieure	Limite supérieure
0	0	1	3	< 0,5	9
0	1	0	3	< 0,5	13
1	0	0	4	< 0,5	20
1	0	1	7	1	21
1	1	0	7	1	23
1	1	1	11	3	36
1	2	0	11	3	36
2	0	0	9	1	36
2	0	1	14	3	37
2	1	0	15	3	44
2	1	1	20	7	89
2	2	0	21	4	47
2	2	1	28	10	149
3	0	0	23	4	120
3	0	1	39	7	130
3	0	2	64	15	379
3	1	0	43	7	210
3	1	1	75	14	230
3	1	2	120	30	380
3	2	0	93	15	380
3	2	1	150	30	440
3	2	2	210	35	470
3	3	0	240	36	1 300
3	3	1	460	71	2 400
3	3	2	1 100	150	4 800

Annexe 2 : Description de la STEP de Ain El Houtz

A.1. Introduction

La station d'épuration de la ville de Tlemcen se situe au nord du chef lieu « Tlemcen Ville », à l'ouest de Chetouane « Daïra » sur la Route de Ain El Houtz conçue pour une population de 150 000 équivalent/habitant d'une capacité de 30 000 m³/j, elle a été réalisée par l'Entreprise Algérienne Hydrotraitement mise en service le 05 Novembre 2005 gérée et exploitée actuellement par l'Office National de l'Assainissement (ONA) [93]



Photo A.1: Panoramique de la Station de Ain El Houtz [93]

A.2. Localisation de la STEP de Ain El Houtz

La station d'épuration (STEP) de Ain El Houtz est située à 6 km au Nord de la ville de Tlemcen, dans la rive droite de l'Oued de Ain El Houtz juste au pied du Djebel Touma. La station occupe une superficie de 13 hectares [93].

A.3. Principe de fonctionnement de la STEP de Ain El Houtz

La station d'épuration de la ville de Tlemcen est de type boues activée à faible charge. Dans le traitement biologique des effluents, on fait généralement appel aux processus aérobies par lesquels les bactéries provoquent une oxydation directe des matières organiques contenues dans les eaux usées à partir de l'oxygène dissous dans l'eau [93].

La STEP est composée de la chaîne des opérations de traitement suivante :

- Prétraitement ;
- Traitement primaire par voie biologique par boue activée;
- Traitement secondaire par décantation ;
- Traitement des boues (pour l'épandage)

A.3.1. Données de base

La station d'épuration de la ville de Tlemcen a été dimensionnée sur la base des données selon le tableau 1 ci-après [93]:

Tableau A.1: Donnée de la STEP de Ain El Houtz

Données	
Mise en service	2005
Type de réseau	Unitaire
Nature des eaux brutes	Domestiques
Population	150 000 Equivalent/Habitant
Débit journalier	30 000 m ³ /j
Débit de pointe horaire admis au traitement	3 800 m ³ /h
DBO ₅ journalière	9 300 kg/j
Matière en suspension	13 950 kg/j
Azote à nitrifier	1 980 kg
Equivalence calculée sur la DBO	172 000 Equivalent/Habitant

A.3.2. Description des ouvrages

Toutes les eaux usées arrivent à la station par gravité dans un collecteur de 1250 mm de diamètre. Le déversoir d'orage de la station est installé à l'amont de celle-ci et qui déverse le surplus du débit admissible dans le by-pass général de la station; le déversoir est dimensionné pour accepter une charge maximum de 3300m³/h.

Cependant, le débit de pointe horaire admis au traitement est de 3800m³/h, c'est-à-dire que 500m³/h de débit horaire sera évacué vers l'oued de Ain El Houtz.

L'eau usée à traiter arrive par gravité à la tête de la première étape du traitement à l'aide d'une conduite de 800 mm de diamètre qui s'appelle «Liaison entre ouvrage».

La station comprend deux filières de traitement ; à savoir, la filière eaux usées et la filière boues [93].

A.3.3. Filière eaux usées

A.3.3.1. Déversoir d'orage

La station comprend un déversoir d'orage à l'entrée, il est dimensionné pour prendre en charge un maximum de 3300 m³/h [93].



Photo A.2: Déversoir d'orage

A.3.3.2. Dégrilleur

La station comprend deux dégrilleurs, le premier est mécanisé et le second manuel [93].

- Grille manuelle grossière (1 unité) ;
 - Largeur de la grille : 1,8m
 - Inclinaison : 70%

- Écartement entre les barreaux : 50 mm
- Grille mécanisée (2 unités) ;
 - Largeur de la grille : 1,0m
 - Profondeur du chenal : 1,5m
 - Écartement entre les barreaux : 20mm
 - Puissance du moteur : 0,37kw



Photo A.3: Dégrilleur (à droite dégrilleur manuel, à gauche dégrilleur mécanisé)

A.3.3.3. Déssableur- déshuileur

La station comprend deux déssableur-déshuileur sous forme trapézoïdale, il est équipé d'un pont suceur et écumeur de longueur 26 m et largeur 4 m [93].



Photo A.4: Déssableur- déshuileur

A.3.3.4. Bassins d'aération

La station comprend quatre bassin d'aération de forme rectangulaire, dont chacun a les dimensions suivantes [93];

- Volume : 4723 m³
- Longueur : 55,5 m
- Largeur : 18,5m
- Profondeur d'eau : 4,6 m
- Hauteur béton : 5,6 m



Photo A.5: Bassins d'aérations

A.3.3.5. Décanteurs secondaires

La station comprend deux décanteurs de forme circulaire de 46 m de diamètre, d'une surface de 1661 m², d'une profondeur d'eau de 4 m en périphérie chacun est équipé d'un pont racleur à vitesse de rotation 0,04 m/s [93].



Photo A.6: Clarificateur

A.3.3.6. Bassin de chloration

La station comprend un bassin de chloration en béton armé d'un volume de 700 m³ [93].

Suite à un dysfonctionnement au sein du bassin de chloration, l'injection de chlore aux eaux provenant du décanteur secondaire a été interrompu, et depuis aucune désinfection n'est effectuée.



Photo A.7: Bassins de chloration

A.3.4. Filière boues

A.3.4.1. Un poste de pompage des boues avec pompe de recirculation

La station comprend une vis d'Archimède permettant de recirculer une fraction de la boue décantée dans le clarificateur vers les bassins d'aération pour maintenir un taux en biomasse bactérienne suffisante. La seconde fraction est pompée vers l'épaississeur [93].



Photo A.8: Vis de recirculation

A.3.4.2. Épaississeur à boue

L'épaississeur à boue est en béton armé, de diamètre de 14m, une hauteur utile de 4m, et une pente de fond de 1/10 [93].



Photo A.9: Epaississeur

A.3.4.3. Lits de séchage et aire de stockage des boues séchées

La station comprend quatorze lits de séchage de longueur de 30 m et de largeur de 15 m [93].



Photo A.10: Lits de séchage et Aire de stockage

Les eaux après avoir été épurées vont être stockées dans un bassin de rétention se trouvant à la STEP, ensuite cette eau est réutilisée pour l'irrigation de la plaine de Hennaya pour l'arboriculture. Les agriculteurs ont le droit une fois par an (pour éviter toute culture intensive qui rendra le sol stérile) de récupérer ces boues séchées pour les réutiliser dans la fertilisation de leur sol, à condition que les normes de réutilisation de ces boues soient conformes au type de sol et de culture qui y sera plantée.

A.4. Conclusion

La STEP de Ain El Houtz est conçue pour traiter des eaux usées domestiques, cependant, durant son fonctionnement plusieurs signes ont montré qu'elle recevait aussi des eaux chargées (forte concentration inhabituelle en DCO) provenant des usines alentours qui y rejetait leurs eaux usées sans traitement. Vu que le procédé de traitement de la STEP est basé sur la biodégradation de la pollution par les micro-organismes, ceci a entraîné une baisse de performance de la STEP.

Etant donné que la STEP réutilise ses eaux usées épurées ainsi que ses boues à des fins agricoles, une attention particulière doit être prise en compte pour éviter tout problème environnemental et sanitaire. Les eaux usées épurées qui sont actuellement réutilisées en irrigation doivent subir une chloration au préalable, ainsi que pour les boues qui doivent aussi être stabilisées afin d'éliminer les micro-organismes pathogènes avant épandage.

Cependant, pour assurer une bonne qualité physico-chimique et microbiologique répondant aux normes de réutilisation, un traitement tertiaire doit y être ajouté.

Annexe 3 : Schéma sur la procédure suivi dans notre étude

