

جامعة البليدة 1

UNIVERSITE DE BLIDA 1



FACULTE DE TECHNOLOGIE

MEMOIRE DE MAGISTER

DEPARTEMENT GENIE DES PROCEDES

Spécialité : Génie de l'Environnement

**Amélioration de la qualité de l'eau traitée par l'élimination des algues
et des cyanotoxines lors de traitement des eaux du barrage Lakhel par le
procédé de coagulation améliorée.**

par

ELBEY ABDELMADJID

Devant le jury composé de :

M. AOUABED ALI

Président

M. BADIS ADELMALEK

Examineur

M.DROUIHE NADJIB

Examineur

M. NACEUR M.W

Promoteur

Septembre 2016

RESUME

Les eaux du barrage lakhel sont utilisées pour l'irrigation et la production d'eau potable pour Ain-Bessam, Sour-Elghozlan, El-Hachimia et sa zone industrielle. Pour mettre en évidence la pollution de ce barrage, nous avons réalisé une étude physicochimique et phytoplanctonique pour apprécier la qualité des eaux de ce barrage.

Nous avons étudié aussi l'impact des paramètres physicochimique et phytoplanctonique sur un traitement physicochimique, la coagulation conventionnelle et la coagulation améliorée.

Nos essais au laboratoire ont pu montrer que la teneur en micro-algue et matière organique de ces eaux étaient élevée, et l'application de la coagulation améliorée sous des conditions contrôlées (dose de coagulant, acidification du milieu) aboutit à des meilleures performances par rapport à la coagulation classique.

Mot clé : Barrage lakhel, micro-algue, matière organique, coagulation classique, coagulation améliorée.

Abstract

The waters of lakhal dam is used for irrigation and drinking water production for Ain-Bessam, Sour Elghozlan, El-Hachimia and its industrial zone. To highlight the pollution of the dam, we conducted a physicochemical and phytoplankton study to assess the water quality of the dam.

We also studied the impact of phytoplankton and physico chemical parameters on a physicochemical treatment, conventional coagulation and enhanced coagulation.

Our laboratory tests have shown that micro-algae and organic matter content of these waters were high, And the application of enhanced coagulation under controlled conditions (coagulant dose, acidification of the environment) results in better performance compared to the conventional coagulation.

Keyword: lakhal Dam, micro-algae, organic matter, conventional coagulation, enhanced coagulation.

ملخص

يقع سد لكحل (البويرة) في وسط الجزائر و يستخدم هذا السد لمياه الشرب وأيضا لأغراض الري لمدينة عين بسام، سور الغزلان والمنطقة الصناعية لسور الغزلان. و لأخذ بعين الاعتبار تلوث هذا السد قمنا بدراسة الخصائص الفيزيائية الكيميائية و البيولوجية من اجل الوقوف على نوعية مياه هذا السد. و قمنا كذلك بدراسة تأثير هذه الخصائص على معالجة المياه باستعمال طريقة التلبد و التخثر و عملية تحسين التخثر. وقد أظهرت نتائج تجاربنا على مستوى المخبر أن نسبة المواد العضوية و الطحالب الدقيقة لهذه المياه كانت عالية و تطبيق عملية التخثر المحسن (جرعة المخثر و التحميض) أعطت لنا نتائج أحسن من عملية التخثر الكلاسيكي.

الكلمات المفتاحية : سد لكحل, الطحالب الدقيقة, المواد العضوية, عملية التخثر, عملية التخثر المحسن

REMERCIEMENTS

Je remercie avant tout "dieu" le tout puissant de m'avoir donné la force et le courage d'accomplir ce modeste travail.

Je tiens à remercier mon promoteur **Mr NACEUR M.W** qui est à l'origine de ce sujet. Je le prie de croire à mon profonde reconnaissance pour ses précieux et judicieux conseils, son encadrement et son suivi durant la période de mon travail et l'expérience de recherche dont il m'a fait bénéficier.

Je m'adresse mes remerciements surtout à **M^{el} khemici** qui grâce à lui j'ai réalisé ma partie pratique.

Je remercie aussi le directeur de l'INRH de BLIDA et le directeur de l'ADE de BOUIRA qui ont accepté de m'ouvrir les portes pour faire des analyses au laboratoire et la documentation dans la bibliothèque.

Je tiens également à remercier les membres de jury soient : Mr. AOUBED A, Mr. BADIS A et Mr.DROUICHE N, qui m'ont fait l'honneur de juger mon travail.

Je remercie toute personne ayant contribué de près ou de loin à la concrétisation de ce mémoire.

TABLE DES MATIERES

RESUME.....	1
REMERCIEMENTS	4
INTRODUCTION.....	11
1. GENERALITES SUR LES EAUX.....	13
1.1 Introduction.....	13
1.2 Les sources d'eau de surface	13
1.2.1 Généralités	13
1.2.2 Cours d'eau.....	13
1.2.3 Lacs	13
1.3 Les sources d'eau souterraine.....	14
1.3.1 Généralités	14
1.3.2 Puits.....	14
1.3.3 Source.....	14
1.4 La qualité de l'eau	14
1.4.1 Introduction	14
1.4.2 Caractéristiques biologiques.....	15
1.4.3 Caractéristiques physiques	15
1.4.4 Caractéristiques chimiques	16
1.5 Les principaux polluants de l'eau	18
1.5.1 Dans l'air	18
1.5.2 Dans l'eau	18
2. MICRO-ALGUES (MAS)	19
2.1 Introduction.....	19
2.2 Définition.....	19
2.4 Caractéristiques des groupes d'algues	23
2.4.1 Les chlorophycées.....	23
2.4.2 Bacillariophycées ou Diatomées.....	23
2.4.3 Les Euglénophycées.....	24
2.4.4 Les Cyanophycées :	24
2.4.5 Les Cryptophycées	25
2.4.6 Les Dinophycées	25
2.4.8 Les Rhodophyte	25
2.4.9 Les Pyrrhophytes.....	26
2.5 Développement phytoplanctonique.....	26

2.5.1	Caractéristiques de développement phytoplanktonique	26
2.5.2	Séquences saisonnières	26
2.5.3	Eutrophisation	27
2.6	Impacts des algues sur les procédés de coagulation	29
2.6.1	Pré-oxydation	29
2.6.2	Coagulation/floculation (C/F)	29
2.6.3	Filtration	30
2.6.4	Désinfection	30
2.7	Les cyanobactéries et la santé humaine	30
2.7.1	Caractéristiques des cyanobactéries	31
2.8.1	Impact des cyanotoxines sur le biotope	33
2.8.2	Propriétés et structures	33
3.	TRAITEMENT DES EAUX (C/F)	36
3.1.	But de la C/F	36
3.2.	Les particules mis en jeu	36
3.3.	Mécanismes de la C/F	37
3.3.1	Théorie de la double couche	37
3.3.2	Mécanismes de déstabilisation des suspensions colloïdales par la coagulation	38
3.3.3	Les étapes de l'agrégation	38
3.4.	Interaction avec MO dissoute	39
3.5.	Elimination des cellules algales	40
3.5.1	Introduction	40
3.5.2	Elimination des MAs par C/F	40
3.6.	Coagulation améliorée	41
3.6.1	Définition	41
3.6.2	Ajustement du pH dans le traitement de l'eau potable	42
4.	QUELQUES TRAVAUX SUR L'ELIMINATION DE LA MON, LA TURBIDITE ET LES ALGUES	42
2.	MATERIEL ET METHODES	45
2.1.	Introduction	45
2.2.	Zone d'étude, sources de pollution et stations de prélèvement	46
2.2.1	Zone d'étude	46
2.2.2	Aperçu climatologique	47
2.2.3	Sources de pollution	47
2.3.	Présentation de la station de traitement des eaux d'Ain-Bessem	48
2.3.1	Introduction	48

2.3.2. Description de la station de traitement des eaux d'Ain-Bessem	48
2.3.3. Mode de fonctionnement de la station d'Ain-Bessem	49
2.4. Echantillonnage et mode de prélèvement.....	50
2.5. Le procédé de la coagulation classique	51
2.6. La coagulation améliorée	52
2.7. Paramètres à analyser dans l'eau brute et traité.....	52
2.7.1. Les paramètres physico-chimiques.....	52
2.7.2. Paramètres biologiques.....	57
3. RESULTATS ET DISCUSSION.....	62
3.1. Analyses physicochimiques et hydrobiologiques du Barrages Lakhel (BL) par l'Algérienne des Eaux (ADE) de Bouira (Ain-Bessam)	62
3.1.1. Résultats Analyses physicochimiques des BL	62
3.1.2. Résultats du dénombrement algal du BL	68
3.2. Evolution du taux d'élimination des paramètres physicochimiques (turbidité, MO) par la coagulation classique (CC).	74
3.4. Comparaison entre les variations mensuelles du taux d'élimination des paramètres physicochimiques et les MAs par la CC et CA ».....	78
CONCLUSION ET PERSPECTIVES	90
APPENDICE A.....	92
RESULTATS DES ANALYSES PHYSICO-CHIMIQUES	92
RESULTATS D'ANALYSES PHYTOPLANCTONIQUES	105
LISTE DES SYMBOLES	112
REFERENCES.....	ERREUR ! SIGNET NON DEFINI.

LISTE DES ILLUSTRATIONS, GRAPHIQUES ET TABLEAUX

Figure 1.1. La structure de la MON	16
Figure 1.2. Schéma d'une cellule de chlamydomonas (chlorophycée).	22
Figure 1.3. Schéma d'une cellule de Peridinium et Ceratium (Diatomées).	23
Figure 1.4. Schéma d'une cellule d'Euglena (Euglénophycées).	23
Figure 1.5. Schéma d'une cellule d'Oscillatoria, Nostoc et Microcystis (Cyanophycées).	24
Figure 1.6. Proliférations végétales (non cyanobactériennes) en milieu aquatique, algues verte (1) – algues Dinophycées (2).	26
Figure 1.7. Différents aspects de l'eau soumise à des proliférations de cyanobactéries.	27
Figure 1.8. Structure moléculaire de la nodularine.	33
Figure 1.9. Structure générale de la microcystine.	33
Figure 1.10. Structure moléculaire de la cylindrospermopsine.	34
Figure 1.11. Structure moléculaire de l'Anatoxine-a.	34
Figure 1.12. Structure moléculaire de la saxitoxine.	35
Figure 1.13. La double couche de stern	36
Figure 2.1. Situation géographique du Barrage Lakhel.	45
Figure 2.2. Barrage Lakhel.	46
Figure 2.3. Schéma d'un Traitement classique de l'eau potable.	48
Figure 2.4. Essai de coagulation/floculation (Jar-test).	50
Figure 2.5. Microscope inversé.	57
Figure 3.1. Variation mensuelle de la température de l'eau du BL durant 2013 et 2014.	61
Figure 3.2. Variation mensuelle de la turbidité (NTU) del'eau du BL.	62
Figure 3.3. Variation mensuelle de l'ammonium (mg/L) des eaux du BL.	63
Figure 3.4. Variation mensuelle des nitrites (mg/L) des eaux du BL.	63
Figure 3.5. Variation mensuelle de la dureté (°F) des eaux du BL.	64
Figure 3.6. Variation mensuelle de l'alcalinité (°F) des eaux du BL.	64
Figure 3.7. Variation mensuelle du pH des eaux du BL.	65
Figure 3.8. Variations mensuelles de la conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$) des eaux du BL.	66
Figure 3.9. Variations mensuelles de la MO (mg/L) des eaux du BL.	66
Figure 3.10. Algues répertoriées au niveau du Barrage Lakhel au cours de lapériode du mois de Février 2013 jusqu'au mois d'Août 2014.	71

Figure 3.11. Variation mensuelle du taux d'élimination de la turbidité des eaux du BL par la CC.	73
Figure 3.12. Variation mensuelle du taux d'élimination de la MO des eaux du BL par la CC.	74
Figure 3.13. Variation mensuelle du taux d'élimination des MAs des eaux du BL par la CC.	75
Figure 3.14. Variation de l'élimination des MAs en fonction de la densité algale de l'eau du BL.	76
Figure 3.15. Comparaison du taux d'élimination de la turbidité des eaux du BL entre la CC et CA.	77
Figure 3.16. Comparaison entre les variations mensuelles du taux d'élimination de la MO des eaux du BL par la CC et CA.	78
Figure 3.17. Comparaison entre les variations mensuelles du taux d'élimination des MAs des eaux du BL par la CC et CA.	80
Figure 3.18. Comparaison entre les variations mensuelles du taux d'élimination des chlorophycées des eaux du BL par la CC et CA.	82
Figure 3.19. Comparaison entre les variations mensuelles du taux d'élimination des bacillariophycées des eaux du BL par la CC et CA.	82
Figure 3.20. Comparaison entre les variations mensuelles du taux d'élimination des cyanophycées des eaux du BL par la CC et CA.	83
Figure 3.21. Comparaison entre les variations mensuelles du taux d'élimination des MAs en fonction de la densité algale de l'eau du BL par la CC et CA.	84
Figure 3.22. Comparaison entre les variations mensuelles de la concentration optimale du coagulant par la CC et CA.	85
Figure 3.23. Comparaison entre les variations mensuelles de la concentration d'ammonium présent dans l'eau brute, et l'eau traitée par la CC et CA.	85
Figure 3.24. Comparaison entre les variations mensuelles de la concentration des nitrites présents dans l'eau brute, et l'eau traitée par la CC et CA.	86
Figure 3.25. Comparaison entre les variations mensuelles de la dureté de l'eau brute, et l'eau traitée par la CC et CA.	86
Tableau 1.1. Conventions de terminaisons appliquées en systématique des algues	20

Tableau 1.2. Les principales classes, morphologie et caractéristiques générales de MAs retrouvées en eau douce.	21
Tableau 1.3. Les espèces toxiques fréquemment rencontrées dans la littérature et leurs toxines.	31
Tableau 2.1. Caractéristiques morphométriques du barrage de Lakhal.	46
Tableau 2.2. Les caractéristiques de fixateur (lugol).	57

INTRODUCTION

L'eau, essentiel à la survie et au bien-être des hommes, s'inscrit au cœur du développement des économies et des sociétés. L'agriculture en est la première consommatrice, représentant en moyenne, dans le monde, 70% des prélèvements contre 20% pour l'industrie et seulement 10% pour les usages domestiques. Fleuves, lacs, et rivières offrent aussi un indispensable moyen de communication entre les hommes, permettant les échanges économiques, culturels et sociaux, d'une rive à l'autre, d'amont en aval.

Aujourd'hui, avec le développement des activités humaines (agriculture et industrie) et l'accroissement démographique, les usages se multiplient et s'intensifient. Les pressions sur les ressources en eau sont donc de plus en plus fortes, suscitant parfois des conflits entre usagers. Récemment, l'organisation des Nations unies (ONU) a alerté sur un défi majeur pour l'avenir de l'humanité ; satisfaire les besoins croissants en eau nécessaires au développement économique et social, sans mettre en péril cette précieuse ressource [55].

D'autre part, une présence importante de cyanobactéries et de micro-algues (MAs) dans les systèmes aquatiques reste un problème majeur dans le traitement de l'eau potable et dans l'amélioration de la qualité des eaux douces. Dans certaines conditions, particulièrement pour les eaux riches en nutriments et exposées à la lumière du soleil, les MAs peuvent se multiplier pour atteindre de fortes concentrations, phénomène désigné sous le nom de bloom algal. La prolifération d'algues et les métabolites qu'elles sécrètent peuvent être à l'origine de perturbations sur les filières de traitement d'eau et ainsi dégrader la qualité de l'eau destinée à la consommation humaine. Notamment, des composés responsables de goût et d'odeur et des toxines d'algues sont susceptibles d'être retrouvés dans l'eau traitée car les installations conventionnelles de traitement d'eau potable ne sont pas nécessairement dimensionnées pour retenir ces composés dissous [2].

L'eau est traitée dans les usines d'eau potable. Elle subit de nombreux traitements pour respecter les normes. Il existe principalement deux voies de traitement :

- la première et la plus répandue, elle utilise des procédés chimiques (coagulation/floculation, l'ozonation et la chloration)
- la seconde, et qui tend à se développer, repose sur les technologies récentes de nanofiltration [3].

Il est bien connu que la coagulation/floculation (C/F) suivie d'une clarification est le procédé le plus largement utilisé dans les usines de traitement d'eau potable non seulement vis-à-vis de l'abattement des matières en suspension (MES) mais également de matières organiques naturelles (MON). La coagulation est très souvent pratiquée à l'aide des métaux hydrolysables, principalement l'aluminium et le fer ferrique [4].

L' 'alun' ou le sulfate d'aluminium a été utilisé pour la purification d'eau depuis des temps anciens [5].

Toutefois, de plus en plus, des problèmes de dégradation des ressources d'eau potable et de nouvelles études sur les effets de certaines substances sur la santé humaine font en sorte que de nouvelles méthodes de traitement doivent être développées. La plupart des procédés de coagulation et filtration ont été concentrés traditionnellement sur l'élimination de turbidité, mais pas sur et inconnus, décroissance dans systèmes de distribution d'eau, et disponibilité de micropolluants l'élimination de MON. Dans les les années récentes, cependant, optimiser les procédés en ce qui concerne éliminer MON a reçu beaucoup d'attention. La principale motivation pour cette élimination est d'abord préoccupations à propos de couleur, goût et odeur, SPD connus associés à la MON. Le concept "*enhanced coagulation*" (coagulation améliorée ou accentuée) s'est élaboré, impliquant contrôle de pH plus strict et doses élevées de coagulant dans le but d'augmenter efficacité d'élimination de MON. De cette façon la formation de SPD connus et inconnus est contrôlée. Cependant, il est encore important de maintenir des valeurs de faible turbidité, du point de vue opération du procédé et contrôle de pathogènes [56].

Le présent travail porte sur l'étude des MAs et leur élimination d'eaux du Barrage Lakhel(BL) par la coagulation classique qui constitue l'étape primordiale au cours de laquelle le traitement conventionnel se réalise et la CA. Aussi, cette étude porte comme objectif d'identifier les populations algales, rencontrées au cours de l'année 2013 et 2014 et étude physicochimiques, dans l'eau du BL.

Les résultats des différentes expérimentations performées, basées essentiellement sur le jar test, ainsi que leurs interprétations et les applications qui peuvent en découler sont présentés après un rappel des connaissances déjà acquises sur le traitement des eaux et l'élimination des MAs. En dernier lieu, nous terminons ce mémoire avec une conclusion générale portant les principaux résultats et dressant les perspectives ouverts par cette étude.

CHAPITRE 01

BIBLIOGRAPHIE

1. Généralités sur les eaux

1.1 Introduction

L'eau douce ne représente que 3% des stocks d'eau de la planète. Plus des deux tiers se présentent sous forme de glace, le plus souvent dans des régions inhospitalières. Les eaux souterraines, qui constituent près d'un tiers du volume d'eau douce, sont souvent difficiles d'accès. Les eaux douces superficielles lacs, fleuves et rivières restent, elles, les plus facilement mobilisables par l'homme [55].

1.2 Les sources d'eau de surface

1.2.1 Généralités

Les sources d'eau de surface sont beaucoup moins sûres que les sources d'eau souterraines en termes de qualité de l'eau et demandent en règle générale un traitement afin de rendre l'eau potable. Les caractéristiques de l'eau de surface varient largement en fonction de la saison, des conditions locales et de l'incidence des utilisateurs voisins. Il est donc important de tester toutes les sources potentielles afin d'en déterminer le degré de salubrité [7].

1.2.2 Cours d'eau

Les cours d'eau sont habituellement de bonnes sources d'eau, tout particulièrement en hiver, lorsqu'il y a peu de ruissellement de surface, élément de détérioration de la qualité de l'eau. Les inconvénients en termes d'approvisionnement sont la basse température de l'eau et la glace flottante en périodes de gel et de dégel, ce qui pourrait endommager les prises d'eau.

En été cependant, la qualité de l'eau des fleuves et des rivières est amoindrie en raison des sédiments ou des silts transportés par le ruissellement de surface [7].

1.2.3 Lacs

En règle générale, les lacs offrent l'eau de surface dont la qualité est la plus uniforme. Toutefois, ils peuvent connaître des périodes de grandes modifications au printemps et à l'automne. Des changements rapides de la température de l'eau font alors remonter vers la surface la couche d'eau la plus profonde, entraînent des sédiments qui abaissent pour un temps la qualité de l'eau [7].

1.3 Les sources d'eau souterraine

1.3.1 Généralités

Les eaux souterraines constituent souvent une source de meilleure qualité que les eaux de surface. Elles conservent une température à peu près constante toute l'année et contiennent généralement moins de contaminants que les eaux de surface. Ainsi, les eaux souterraines ne nécessitent généralement très peu, voire pas, de traitement pour les rendre potables, ce qui en fait une source économique [7].

1.3.2 Puits

Un puits est un trou vertical creusé, foré ou percé dans le sol dans le but d'obtenir de l'eau souterraine. La tête de puits doit être construite de façon à empêcher les eaux de surface d'y pénétrer. À proximité du puits, le sol doit être en pente afin d'éloigner les eaux de surface de la tête de puits. Les puits peu profonds sont généralement plus exposés à la contamination que les puits profonds; en effet, les eaux souterraines de ces derniers ont été filtrées sur une plus grande distance par les couches du sol [7].

1.3.3 Source

Les eaux souterraines apparaissent quelquefois à la surface sous forme de sources. Il en existe deux types : les sources artésiennes et de gravité. Les sources de gravité se forment au niveau où la surface de l'aquifère coupe celle du sol.

Cela peut se produire lorsqu'il y a une baisse abrupte du terrain, sous le niveau de l'aquifère ou lorsque des obstructions, comme une surface rocheuse, interceptent l'écoulement des eaux souterraines, et forcent ces dernières à s'écouler à la surface.

Les sources artésiennes sont généralement formées lorsque les eaux souterraines entrent dans une couche de matériaux poreux (p. ex. du sable) qui est confiné au-dessus et en dessous par une couche de matériau imperméable, comme de l'argile ou du roc. L'eau de la source artésienne s'écoule sous pression parce que l'eau est emprisonnée ou confinée au-dessus de la sortie de la source [7].

1.4 La qualité de l'eau

1.4.1 Introduction

Le choix de procédés et de dispositifs de traitement devrait reposer sur une évaluation de la nature et de la qualité de l'eau à traiter, de la qualité désirée et du mode d'opération prévu. Avant d'examiner les diverses méthodes de traitement disponibles, il faut d'abord parler de

quelques-unes des caractéristiques communes de l'eau et de la façon dont elles influent sur la potabilité de l'eau. Ces caractéristiques sont réparties en trois catégories : biologiques, physiques et chimiques [7].

1.4.2 Caractéristiques biologiques

Les caractéristiques biologiques concernant les divers types d'organismes aquatiques, des algues, bactéries et virus trouvés dans l'eau.

1.4.2.1 Algue

Les algues jouent un rôle important dans les cycles des nutriments dans les lacs et réservoirs, et dans la chaîne alimentaire. Quelques espèces d'algues sont nocives chez l'être humain en produisant des endotoxines et exotoxines qui peuvent causer des gastro-entérites [1].

1.4.2.2 Bactérie

Les bactéries sont des protistes, Leur structure est simple et uniforme, mais leur physiologie est diverse, ce qui rend leur classification plutôt difficile. On les divise habituellement en deux groupes : le groupe autochtone, qui est présent de façon naturelle dans l'eau, et le groupe allochtone, qui a été transporté par la pluie, la filtration ou la contamination. Ce dernier groupe représente un danger pour la santé publique. Les intestins des animaux à sang chaud sont un environnement propice pour ces bactéries. Leur présence dans l'eau peut signifier la proximité d'une décharge d'égouts sanitaires ou de contamination fécale [1].

1.4.2.3 Virus

Les virus ont une structure très simple. Ils sont tous des parasites et vivent dans les animaux, plantes, champignons et algues. Ils sont difficiles à détecter à cause de leurs très petites tailles. Les virus se retrouvent dans l'eau par contamination directe des humains ou des animaux ou indirectement par les décharges des égouts. Certains facteurs encouragent l'inactivation des virus dans l'eau, comme la température et la lumière de soleil. Par ailleurs, une eau possédant beaucoup de MES et une turbidité élevée protège les virus et augmente leur transmission [1].

1.4.3 Caractéristiques physiques

1.4.3.1 Turbidité

La turbidité est la mesure de l'aspect plus au moins trouble de l'eau, c'est l'inverse de la limpidité. Techniquement, la turbidité correspond à la propriété optique de l'eau permettant à une lumière incidente d'être déviée (diffraction) ou adsorbée par des particules plutôt que transmise en ligne droite. Elle est causée par diverses matières particulaires ou colloïdales

composées de limon, d'argile, de composés organiques ou inorganiques ainsi que du plancton et d'autres microorganismes [8].

1.4.3.2 Température

La température de l'eau a une influence sur ses propriétés physiques et chimiques. Ainsi, toute variation de température de l'eau entraîne une modification du comportement des traitements qui lui sont appliqués. Il est donc important de connaître la température de l'eau et ses variations saisonnières, afin de pouvoir optimiser les traitements, le dimensionnement des équipements ainsi que les modalités d'exploitation [9].

1.4.3.3 Goût et odeur

Les problèmes de goût et d'odeur dans l'eau peuvent être causés par divers facteurs comme les algues, les matières dissoutes et l'activité biologique. Ces problèmes sont les motifs les plus fréquents des plaintes des consommateurs. Les changements de goût de l'eau peuvent également indiquer un traitement inadéquat ou une contamination du réseau de distribution. Un bon système de traitement de l'eau a pour objectif de produire une eau sans odeur et goût désagréable [7].

1.4.3.4 Couleur

Bien que la présence de couleur dans l'eau potable n'ait pas de lien direct avec la santé, les consommateurs opteront souvent pour une autre source d'eau, peut-être insalubre, si l'eau potable est très colorée. La couleur provient en grande partie de la végétation en décomposition ou des métaux comme du fer et du manganèse dissous dans l'eau [7].

1.4.4 Caractéristiques chimiques

1.4.4.1 pH

Le pH est une mesure de l'acidité ou de l'alcalinité d'un liquide. Il varie de 0 à 14, les valeurs acceptables pour l'eau potable étant de 6,5 à 8,5. Bien qu'elle ne présente aucun risque pour la santé, l'eau dont le pH est à l'extérieur de cette plage a un goût désagréable et peut entraîner des inconvénients. L'eau acide a tendance à corroder ou à détériorer l'équipement. L'eau alcaline entartre les canalisations et les appareils électroménagers, les bouilloires par exemple [7].

1.4.4.2 MON dans les eaux de surface

La MON est un terme utilisé pour décrire la matrice de complexe de la MO présent dans l'eau. La MON a une influence sur les processus physico-chimiques (exemple l'oxydation, la

coagulation et l'adsorption) impliqués dans le traitement de l'eau, la désinfection d'eau potable et la croissance biologique dans le système de distribution. La réaction entre la MON et le chlore provoque la formation des sous-produits de désinfections (exemple THM). La MON peut-être divisé en fractions humiques et non humiques, la fraction humique a un caractère plus hydrophobe, est composé des acides humiques et fulvique, tant que la fraction non humique a un caractère moins hydrophobe, est composé des acides hydrophile, protéines, les acides aminés et les carbohydrates. Les substances humiques sont dérivées de la décomposition des résidus de plante et d'animal dans l'eau naturel [10].

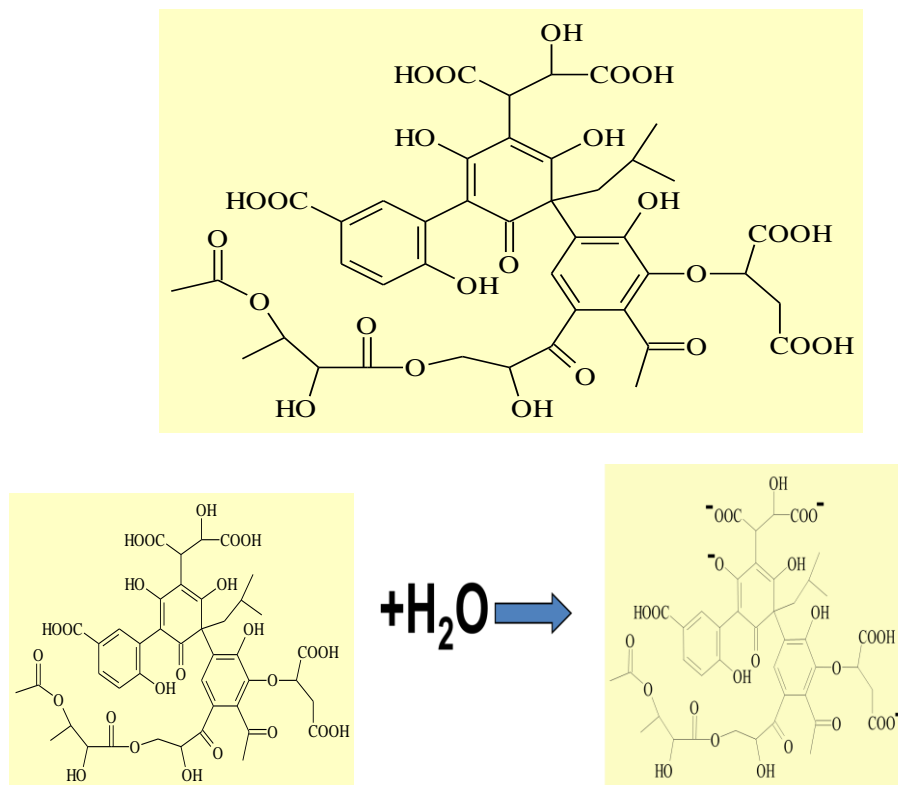


Figure 1.1. La structure de la MON

MON présent dans l'eau est un souci important et devrait être éliminé de l'eau potable pour un certain nombre de raisons :

- Affect sur les propriétés organoleptiques de l'eau (couleur, goût, odeur).
- Réagit avec la plupart des désinfectants utilisés dans le traitement de l'eau, de ce fait réduisant leur puissance de désinfection.
- Influe sur la demande désinfectante et la conception de processus de désinfection.
- Produit divers type de sous-produit de désinfection.

- Affecte la stabilité et l'élimination des particules inorganiques.
- Influe fortement sur la demande de coagulant.
- Peut commander les conditions de coagulation et la performance de coagulation.
- Affecte sur les procédés de corrosion.
- Affecte sur la biostabilité et la croissance biologique dans les systèmes de distribution.
- Réduit la capacité d'adsorption par le blocage de pore [11].

1.5 Les principaux polluants de l'eau

1.5.1 Dans l'air

Les oxydes de chrome, l'arsenic qui se déposent sur le sol et les végétaux. Ces métaux proviennent de la circulation automobile, de l'incinération des ordures, des rejets des centrales thermiques, du traitement de certains matériaux (laques, verre, galvanisation...) (Métal lourd $d > 4,6 \text{ g/cm}^3$) [12].

1.5.2 Dans l'eau

1.5.2.1 Les nitrates

Il provient de la minéralisation de la MO, les résidus d'animaux, les engrais azotés et les eaux usées domestiques. Les nitrates stimulent la flore aquatique; avec l'ammonium, c'est la forme d'azote la plus utilisée par les végétaux [13].

1.5.2.2 Les phosphates

Sont d'origine les détergents, les engrais contamination fécale, industrie chimique et naturelle: phosphates calciques. Sont généralement responsables de l'accélération des phénomènes d'eutrophisation ils peuvent avoir un effet bénéfique comme sel nutritif où ils sont présents à faible dose (50 à 100 $\mu\text{g/l}$) [13].

1.5.2.3 Les nitrites

C'est une forme chimique peu abondante dans les eaux elle est très rare car elle ne constitue qu'un terme de passage entre les formes nitrates et l'ammonium lors des processus de nitrification et dénitrification (écologie : approche scientifique et pratique 5^é édition) leur d'origine est industrielle : traitement de surface, chimie, colorants [13].

1.5.2.4 L'azote ammoniacal

Dans l'eau, l'azote réduit soluble se retrouve sous deux formes : l'ion ammonium (NH_4^+) et la forme non dissociée communément appelée ammoniaque (NH_3). Ces deux formes

traduisent un équilibre acido-basique. Il provient principalement de l'ammonification, de pluie et de neige (jusqu'à 2 mg/l), les eaux souterraines (réduction des nitrates) en association avec le fer, décomposition des déchets azotés (urée, azote organique), l'industrie de textile (blanchissement) et engrais. L'ammoniaque stimule les poussées planctoniques [13].

2. Micro-algues (MAs)

2.1 Introduction

Une présence importante de MAs de cyanobactéries dans les systèmes aquatiques reste un problème majeur dans le traitement de l'eau potable et dans l'amélioration de la qualité des eaux douces.

Dans certaines conditions, particulièrement pour les eaux riches en nutriments et exposées à la lumière du soleil, les algues peuvent se multiplier pour atteindre de fortes concentrations, phénomène désigné sous le nom de bloom algal. La prolifération d'algues et les métabolites qu'elles sécrètent peuvent être à l'origine de perturbations sur les filières de traitement d'eau et ainsi dégrader la qualité de l'eau destinée à la consommation humaine. Notamment, des composés responsables de goût et d'odeur et des toxines d'algues sont susceptibles d'être retrouvés dans l'eau traitée car les installations conventionnelles de traitement d'eau potable ne sont pas nécessairement dimensionnées pour retenir ces composés dissous. Par ailleurs, ces pics saisonniers d'algues sont à l'origine de dysfonctionnement d'ouvrage entraînant une consommation importante de réactifs (coagulants, acide...), une mauvaise décantation, un colmatage rapide des filtres, l'apparition de goûts et le développement de microorganismes. De plus, les algues sont une importante source de production de MO permettant ainsi le développement de bactéries hétérotrophes [2].

2.2 Définition

Elles sont des protistes microscopiques qui flottent dans l'eau au gré des courants. On ne les trouve que là où le courant est assez faible pour ne pas les emporter.

Ils sont en général unicellulaires et vivent parfois en colonies. Ils ont toutes les formes possibles (rondes, allongées, en forme de boîte...) et possèdent parfois des épines ou des flagelles. Ces végétaux ont des chromatophores qui contiennent des pigments capteurs de lumière qui permettent de faire la photosynthèse. Il peut s'agir de chlorophylle (qui donne une couleur verte), de caroténoïdes (couleur rouge), de xanthophylle (couleur brune) ou de phycocyanines (couleur bleue) [14].

2.3 La classification

La classification des algues relève du domaine de la botanique. Elle se fait par niveaux successifs : division > classe > ordre > famille > genre > espèce > variété. Des conventions de terminologie s'appliquent selon le niveau systématique (Tableau 1.1).

Tableau 1.1. Conventions de terminaisons appliquées en systématique des algues.

Niveau systématique	Terminaison	Exemple
Embranchement	- PHYTA (- phytes)	Chlorophytes
Classe	- PHYCEAE (- phycées)	Chlorophycées
Ordre	- ALES (- ales)	Volvocales
Famille	- ACEAE (- acées)	Volvocacées
Genre	- is, - us, - um, - on, - a, - as, -	Volvox
Espèce	ox, - ix Normalement accordé avec le genre	Volvox globator

Les critères de classification sont d'ordre morphologique, pigmentaire et phylogénétique. La classification utilisée par les phycologistes est celle de l'ICBN, International Code of Botanical Nomenclature. Le tableau cite les principales classes de MAs retrouvées en eau douce et donne un rapide descriptif de leur morphologie et caractéristiques générales [15].

Tableau 1.2. Les principales classes, morphologie et caractéristiques générales de MAS retrouvées en eau douce.

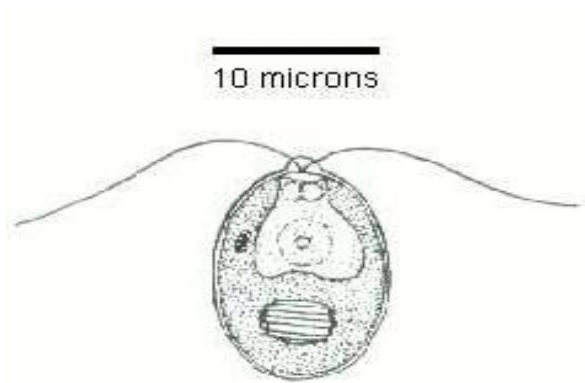
Classe	Nom communs	Principaux genres d'eau douce	Morphologie et caractéristiques générales
Cyanophycée	Algues bleues vertes ou cyanobactéries	Anabaena, Mycrocisties, Spyrogira, Oscillatoria, Gloeotrichia Planthotrix, Nodularia	Couleur bleue, verte ou rouge Procaryotes Environ 150 genres et 2 000 espèces Unicellulaires, coloniales, filamenteuses Vacuoles gazeuses Pigment spécifique bleu phycocyanine
Chlorophycée	Algues vertes	Chara, Cladophora, Straurastrum, Closterium, Chlorella	Couleur verte, Eucaryotes Environ 500 genres et 8 000 espèces Unicellulaires, coloniales, généralement filamenteuses Non mobiles ou flagellées Membrane cellulosique Pigments principaux chlorophylliens
Bacillariophycée	Diatomées	Asterionella, Cicolotella, Fragilaria, Melosira, Stephanodiscus	Couleur brune, Eucaryotes Environ 250 genres et 2000 espèces, Unicellulaires, coloniales ou filamenteuses Frustule siliceux (souvent à ornementations géométriques ; Pigment principal chlorophylle-c
Chrysophycée	Algues dorées	Dinobrios, Synura,	Couleur brun-doré, Eucaryotes Environ 200 genres et 1 000 espèces

		Uroglena, Hydrurus	Majoritairement unicellulaires ou coloniales, Flagellés Pigment auxiliaire caractéristique : fucoxanthine
Dinophycée	Dinoflagellés	Peridinium, Ceratium	Couleur brunâtre, Eucaryotes Environ 130 genres et 2 000 espèces Unicellulaires, Flagellés Thèque cellulosique Pigment auxiliaire masquant la chlorophylle : Béta-carotène,
Euglenophycée	Euglenophycées	Euglena, Astasia, Phacus	Couleur verte, Eucaryotes Environ 40 genres et 800 espèces Unicellulaire, Flagellés Chlorophylles a et b nonmasquées
Cryptophycée	Cryptophycées	Cryptomonas, Chroomonas Rhodomonas	Couleur multiple, Eucaryotes Environ 12 genres et 100 espèces d'eau douce Unicellulaires, Flagellés Chlorophylles a et c et pigments accessoires multiples
Xanthophycée= Tribophycée	Algues jaunes	Tribonema, Vaucheria	Couleur vert brillant, Eucaryotes Environ 600 espèces Unicellulaires, filamenteuses, ou coloniales enveloppées d'une couche gélatineuse Flagellés Paroi cellulaire en partie siliceuse Pas de chlorophylle b, et fucoxanthine comme pigment auxiliaire

2.4 Caractéristiques des groupes d'algues

2.4.1 Les chlorophycées

Elles sont des eucaryotes à noyau bien individualisé [16], comme leur nom l'indique, elles contiennent de la chlorophylle et sont donc vertes [14]. Les formes nageuses possèdent en général deux ou quatre flagelles de même taille. Les chlorophytes qui groupent environ six cents genres et plus de huit mille espèces dont les quatre cinquièmes environ vivent en eau douce [16].



Chlamydomonas

Figure 1.2. Schéma d'une cellule de Chlamydomonas (Chlorophycée).

2.4.2 Bacillariophycées ou Diatomées

Sont des algues unicellulaires ou coloniales, quelquefois filamenteuses, à plastes bruns ou jaune contenant de la chlorophylle a et c plus d'autres pigments [16], sont les plus abondantes en nombre d'espèce (>12000). Elles sont entourées d'une fine paroi cellulaire de silice amorphe (autrement dit de verre) [14].

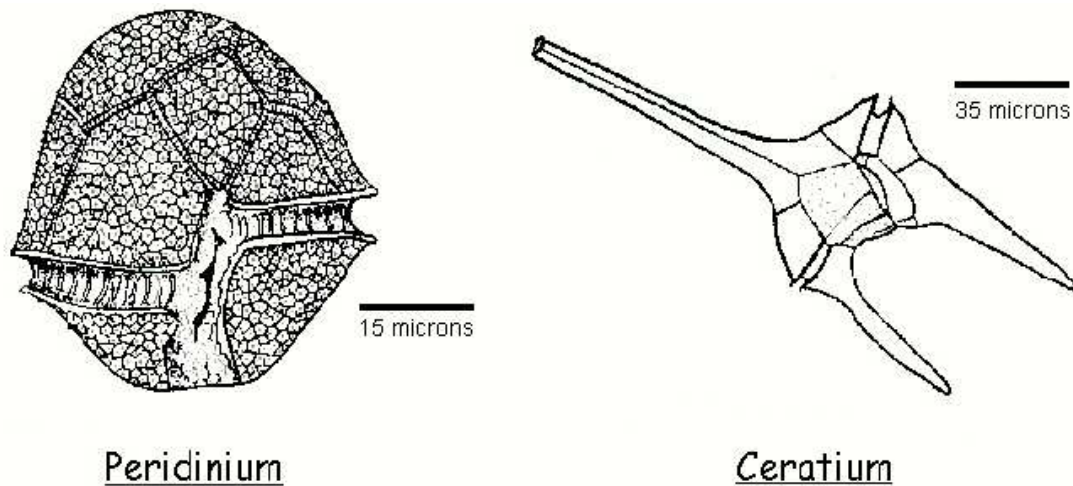
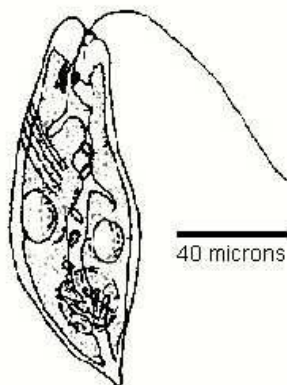


Figure 1.3. Schéma d'une cellule de Peridinium et Ceratium (Diatomées).

2.4.3 Les Euglénophytées

Sont des algues unicellulaires et flagellées, le plus souvent mobile, avec des plastes verts contenant de la chlorophylle a et b. certaines espèces prennent une teinte rouge [16].



Euglena

Figure 1.4. Schéma d'une cellule d'Euglena (Euglénophytées).

2.4.4 Les Cyanophycées :

Ce sont des algues bleues, ne possèdent pas de noyau (procaryotes), peuvent absorber directement l'azote de l'air (les autres plantes utilisent les dérivés des nitrates comme source d'azote). Elles vivent fixées sur le substrat (galet, vase) ou sur plantes. On les rencontre dans tous les milieux aquatiques. Filamenteuse ou boules, elles sont parfois envahissante quand les conditions les favorisent, notamment lors d'apports en azote et phosphate. Ex : Anabaena, Oscillatoria, Microcystis [16].

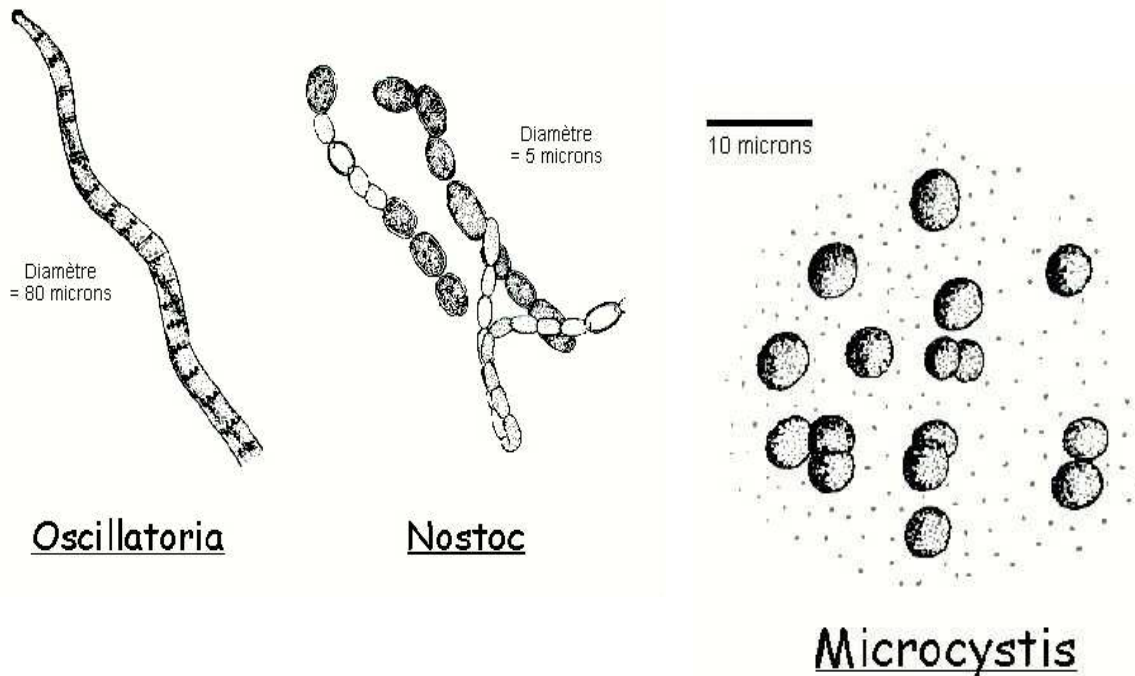


Figure 1.5. Schéma d'une cellule d'Oscillatoria, Nostoc et Microcystis (Cyanophycées).

2.4.5 Les Cryptophycées

Ont des plastes bruns, plus rarement rouge ou bleu-vert contenant des chlorophylles a et c, toutes unicellulaire, à fouets légèrement inégaux, à insertion latérale et dirigés dans le même sens [16].

2.4.6 Les Dinophycées

Toutes unicellulaires, à fouets dirigés perpendiculairement l'un par rapport à l'autre, l'un longitudinal, l'autre transversal. Elles ont un très gros noyau à structure filamenteuse [16].

2.4.7 Les Phéophycées

Sont des algues brunes toujours filamenteuses ou thalloïdes, jamais unicellulaires. Elles sont surtout marines et ne sont représentées en eaux douces que par cinq genres et cinq à six espèces fort rares. Elles possèdent des plastes bruns contenant des chlorophylles a et c. Elles ne produisent jamais d'amidon et les matières de réserve consistent en laminarine et en mannitol. Les Phéophycées n'ont pas été signalées jusqu'à présent dans les eaux soudaniennes [16].

2.4.8 Les Rhodophyte

Sont le plus souvent des algues marines et leur présence dans les eaux douces se limite à une trentaine de genres peu fréquents. Leurs pigments sont constitués par des chlorophylles a et d.

Les réserves sont constituées de rhodamylon ou (amidon floridéen), amidon particulier toujours extraplastidial prenant une teinte rougeâtre au contact de l'iode. En eau douce, la couleur des Rhodophytes est bleu-vert, rouge-violacé, très souvent vert sale ou vert noirâtre. Il n'existe pas de formes flagellées. Ce groupe n'existe qu'à l'état de rareté dans les eaux soudaniennes [16].

2.4.9 Les Pyrrhophytes

Ont des plastes bruns, plus rarement rouges ou bleu-vert contenant des chlorophylles a et c, du carotène et parfois des biliprotéines. Les formes unicellulaires biflagellées sont très nombreuses. Les réserves sont constituées par de l'amidon extraplastidial[16].

2.5 Développement phytoplanctonique

2.5.1 Caractéristiques de développement phytoplanctonique

La biomasse algale résulte avant tout d'un équilibre entre le taux de croissance des cellules et le taux de dilution dans la ressource. Il n'y a croissance des algues que si le premier taux est supérieur au second. Différents paramètres vont intervenir dans ce développement :

- l'éclairement et la température qui interviennent directement dans le processus de photosynthèse.
- les éléments nutritifs, carbone, azote, phosphore et silice pour certaines populations (diatomées).
- les événements environnementaux tels que l'hydrologie c'est-à-dire la vitesse d'écoulement, les turbulences, la hauteur de la lame d'eau. Les précipitations peuvent également jouer un rôle soit par apport de matières érodées soit par remise en suspension de sédiments accumulés dans les cours d'eau et modifier ainsi la turbidité du milieu et la pénétration de la lumière. Par ailleurs, la température et l'ensoleillement propre à chaque cycle saisonnier influe également sur la croissance de chaque espèce [2].

2.5.2 Séquences saisonnières

Du fait des facteurs évoqués plus hauts, il est possible d'observer l'évolution de populations différentes au cours du temps. L'observation de succession de familles d'algues montre d'une façon générale :

- une présence prépondérante des chlorophycées ou algues vertes entre juin et septembre car leur taux de croissance à température élevée est plus fort que celui des diatomées. La participation de ces algues peut atteindre 90 % du total. Notons que le genre *Scenedesmus* est une constante du phytoplancton identifié en région parisienne et souvent en forte proportion,

- les cyanophytes ou algues bleues apparaissent en proportion conséquente à partir de la fin juillet jusqu'à l'automne. Quant aux cyanophytes, si elles sont souvent présentes à l'état larvé durant de longues périodes, elles ne constituent que ponctuellement les espèces dominantes [2].

2.5.3 Eutrophisation

L'eutrophisation naturelle (développement d'algues et de plantes aquatiques, grâce aux nutriments de l'eau et des sédiments) existe depuis toujours. Ses manifestations se sont accélérées depuis un demi-siècle et les secteurs touchés se sont étendus, dans les zones très anthro-pisées. Les pratiques modernes, tant domestiques que rurales, se sont traduites, récemment, par des apports nutritifs croissants (multiplication en Europe par un facteur dix en un demi-siècle, des engrais azotés), aboutissant le plus souvent dans les milieux aquatiques récepteurs. De cette disponibilité excessive des nutriments découle une production végétale (primaire) anormalement élevée, d'où des phénomènes répétés de proliférations. Il peut s'agir de plantes à fleurs comme les lentilles d'eau ou les nénuphars qui profitent de ce surplus, ou encore des populations d'algues, mais pas forcément des cyanobactéries. Si les concentrations élevées en éléments nutritifs ne sont décelables qu'au moyen d'analyses, en revanche les algues qui prolifèrent changent visuellement l'aspect de l'eau.



1



2

Figure 1.6. Proliférations végétales (non cyanobactériennes) en milieu aquatique, algues verte (1) – algues Dinophycées (2).

En ce qui concerne les cyanobactéries (voir photos ci-dessous), leurs proliférations (ou développements massifs ou encore blooms en anglais) sont très visibles macroscopiquement : La colonne d'eau présente une couleur homogène vert intense ; dans des cas plus rares, la teinte peut être rouge (photos).

La surface de l'eau est recouverte d'une pellicule verte (ou vert-bleu ou vert blanchâtre ou vert fluo), qui se délite lorsqu'on la touche. Il s'agit d'une fleur d'eau (=efflorescence, affleurant la surface de l'eau) également appelée cume (ou scum en anglais - photos). Ce phénomène peut n'être décelable qu'à des moments particuliers du cycle de vie des populations cyanobactériennes.

Ainsi, les développements massifs de cyanobactéries peuvent rester répartis de façon plus ou moins homogène dans l'eau, ou migrer verticalement et se concentrer en surface, ce qui arrive régulièrement aux espèces munies de pseudo vacuoles. Très légère, cette pellicule subit en surface l'action du vent, qui peut la pousser vers des endroits confinés (berges, murs de retenues).



Figure 1.7. Différents aspects de l'eau soumise à des proliférations de cyanobactéries.

Du point de vue écologique, ces proliférations sont très gênantes car :

Elles réduisent beaucoup la transparence de l'eau et par conséquent la pénétration de la lumière, nuisant ainsi aux autres groupes d'algues.

Une baisse de la diversité phytoplanctonique s'en suit, accompagnée souvent d'un appauvrissement du zooplancton, puis des autres maillons de la chaîne trophique.

L'écran causé par la fleur d'eau peut limiter les échanges gazeux à l'interface atmosphère- eau : un déficit prononcé de l'oxygénation peut alors perturber la respiration des animaux aquatiques, jusqu'à l'asphyxie.

la raréfaction de l'oxygène peut également conduire au relargage par le sédiment d'éléments nutritifs (azote et phosphore), jusque-là sous forme fixée, mais qui deviennent solubles en absence d'oxygène : ce qui amplifiera, par la suite, le phénomène d'eutrophisation [17].

2.6 Impacts des algues sur les procédés de coagulation

Les algues en tant qu'éléments particuliers et organismes modifiant la qualité des eaux brutes peuvent perturber les filières de potabilisation des eaux à différents niveaux du traitement. Elles constituent de plus, une source de nourriture importante pour les micro-invertébrés présents dans la chaîne de traitement en favorisant donc le développement [15].

2.6.1 Pré-oxydation

La pré-oxydation est utilisée dans le cas de présence algale pour favoriser l'étape suivante de clarification. Cependant, la pré-oxydation au chlore peut former des THM (trihalométhane), composés cancérigènes, par réaction avec la MO, constituant majeur des algues- la formation de THM, dont le chloroforme CHCl_3 est en général le composé dominant, proviendrait surtout de la réaction du chlore avec des métabolites extracellulaires, excrétés principalement à la fin de la phase de croissance et la phase de déclin, et avec les algues elles-mêmes durant la phase exponentielle de croissance. Des expériences réalisées sur *banabana*, *analysais*, *scenedesmus*, *selenstrum* et *navicula* ont montré que toute la biomasse algale était capable d'engendrer des haloformes après chloration [15].

2.6.2 Coagulation/floculation (C/F)

Les algues affectent la C/F par différents mécanismes :

- les cellules algales perturbent tout d'abord la coagulation C/F en créant des variations de pH via la photosynthèse, le pH étant un facteur clé de cette étape de traitement.
- Puis les algues augmentent les doses de coagulants et de floculants et le temps de floculation. En effet, les algues sont des particules chargées négativement pour les gammes de pH des eaux de surface.

Le potentiel Zêta des algues, représentant la charge de la particule, est dû à la présence de molécules ionisables. Il s'agit notamment de protéines (groupements amine et acide ionisables selon le pH) et d'ions OH^- fixés aux molécules cellulose de la paroi cellulaire. Le potentiel Zêta des algues est donc variable selon l'espèce considérée, la charge de surface, la surface cellulaire ainsi que la densité algale sont à prendre en compte. Des facteurs environnementaux peuvent également affecter la charge externe des algues : les propriétés de surface sont fonction des conditions environnementales et de la phase de croissance, des composés humiques peuvent de plus s'adsorber à la surface des algues.

Les floccs d'algues formés seront plus ou moins résistants aux turbulences ou à la filtration selon leurs compositions.

les algues excrètent des substances gélatineuses (polysaccharides, pectines, lipoprotéines ou poly aminoacides) selon leur phase de croissance et leur âge, l'excrétion est maximale en phase de sénescence. Ces composés sont généralement chargés négativement et affectent alors l'étape de floculation lorsqu'ils sont présents en trop grande quantité [15].

2.6.3 Filtration

Les algues affectent la filtration par le colmatage accélère impliquant une diminution du temps de fonctionnement des filtres et une augmentation du volume des eaux de lavage. Ce phénomène est accentué dans le cas d'algues coloniales, d'autant plus si la colonie est entourée d'un mucilage. La production d'oxygène par réaction photosynthétique peut également être à l'origine de phénomènes de colmatage [15].

2.6.4 Désinfection

Les algues en modifiant la qualité de l'eau perturbent les conditions de désinfection. De plus, la présence d'algues entières, de fragments cellulaires ou de métabolites algaux augmente les demandes en désinfectants, et peut être à l'origine d'une désinfection incomplète ou d'absence de résiduel. Les algues à l'origine de la libération de sous-produits cellulaires, de produits sapides et de MO biodégradable favorisent la reviviscence bactérienne au cours du traitement et dans les réseaux [15].

2.7 Les cyanobactéries et la santé humaine

Les cyanobactéries ou cyanophytes sont des procaryotes assimilables aux bactéries, néanmoins on les considère souvent comme des algues parce qu'elles sont capables de réaliser la photosynthèse. Elles contiennent de la chlorophylle a et des pigments accessoires photorécepteurs tels que la phycocyanine qui leur confère une couleur bleue [2]. En raison de l'absence d'une membrane isolant le matériel nucléaire (ADN,...) du contenu de leur cellules(cytoplasme), ils sont assimilables aux bactéries et définis par conséquent comme des procaryotes [17].

L'intérêt porté aux cyanobactéries dans le cadre de la santé publique ne provient pas du fait qu'elles peuvent infecter l'humain (ce ne sont pas des microorganismes pathogènes), mais plutôt parce qu'elles peuvent produire différents composés dont certains sont reconnus comme très toxiques; ces substances sont globalement appelées cyanotoxines [19].

2.7.1 Caractéristiques des cyanobactéries

Les cyanobactéries possèdent plusieurs caractéristiques susceptibles d'être impliquées dans la formation de blooms. Voici un résumé de celles qui sont le plus souvent citées dans la littérature.

2.7.1.1 Régulation de la flottaison

Certains genres tels qu'*Anabaena*, *Microcystis*, *Aphanizomenon* ou *Oscillatoria* ont la capacité de se déplacer dans la colonne d'eau. Les cyanobactéries régulent leur position en changeant leur densité cellulaire, que ce soit en accumulant ou en épuisant des molécules de haute densité (par exemple des hydrocarbures) ou en synthétisant/détruisant des vacuoles gazeuses [20].

2.7.1.2 Fixation du diazote (N_2) et prise de l'ammonium (NH_4^+)

Bien que l'azote soit un élément essentiel à la vie, peu d'espèces vivantes ont la capacité d'utiliser le plus grand réservoir disponible, c'est-à-dire le diazote (N_2). Les cyanobactéries sont le seul groupe du phytoplancton à pouvoir fixer le N_2 . Chez les genres filamenteux comme *Anabaena*, *Nodularia*, *Aphanizomenon*, perdent leur capacité photosynthétique et se spécialisent pour effectuer la fixation du diazote (azote atmosphérique). Enfin, d'autres espèces sont incapables de fixer l'azote (par exemple : *Microcystis*).

En général, le NH_4^+ est la forme préférée d'azote inorganique pour tout le phytoplancton.

Mais ceci est particulièrement vrai pour les cyanobactéries (autant les espèces nonfixatrices que fixatrices) qui n'ont pas un taux d'absorption du NO_3^- très élevé [20].

2.7.1.3 Croissance et lumière

Plusieurs études montrent que pour croître, les cyanobactéries requièrent une intensité lumineuse plus faible que les chlorophytes (algues vertes), en raison de leur plus faible demande énergétique [20].

2.7.1.4 Croissance à de faibles concentrations en CO_2

Les cyanobactéries ont un faible point de compensation en CO_2 , c'est-à-dire qu'une concentration faible en CO_2 est suffisante pour démarrer la photosynthèse. Les cyanobactéries ont la capacité d'exploiter le HCO_3^- , ce qui explique leur tolérance au pH élevé [20].

2.7.1.5 Stockage du phosphore et de l'azote

Une caractéristique importante des cyanobactéries est leur capacité à emmagasiner le phosphore et l'azote au-delà de leurs besoins. Elles peuvent donc accumuler des réserves près

des sédiments où ces éléments se retrouvent en plus grande abondance, et migrer ensuite vers la zone photique de l'épilimnion, près de la surface, qui permet la photosynthèse bien que cette zone soit généralement pauvre en nutriments [20].

2.7.1.6 La production des toxines

Les toxines cyanobactériennes tendent à être associées aux cellules cyanobactériennes et peuvent être liées à la membrane ou être présentes à l'état libre à l'intérieur des cellules. Des études réalisées en laboratoire révèlent que les toxines sont libérées principalement lorsque les cellules vieillissent, meurent et libèrent passivement leur contenu. De jeunes cellules en croissance peuvent parfois libérer activement des toxines [21].

Tableau 1.3. Les espèces toxiques fréquemment rencontrées dans la littérature et leurs toxines.

Genre (espèce)	Toxines
Cylindrospermopsis (<i>C. raciborskii</i>)	cylindrospermopsines, saxitoxines
Anabaena (<i>A. circinalis</i>)	saxitoxines, anatoxines, microcystines
Aphanizomenon	anatoxines
Microcystis (<i>M. aeruginosa</i>)	microcystines
Nodularia (<i>N. spumigena</i>)	nodularines
Oscillatoria (<i>O. agardhii</i> ou <i>Planktothrix agardhii</i> , <i>Planktothrix rubescens</i>)	anatoxine-a, aplysiatoxines, microcystines

Il existe des toxines intracellulaires et extracellulaires. Chaque espèce est capable de produire plusieurs types de toxines qui ont des structures chimiques et des poids moléculaires différents. Les figures 1.8, 1.9, 1.10, 1.11 et 1.12 montrent les structures générales de la microcystine, de l'anatoxine, de la saxitoxine et de la cylindrospermopsine. Il en résulte que les toxines ont des caractéristiques physico-chimiques différentes et en conséquence un même type de traitement présentera une efficacité dépendant des toxines considérées. Actuellement, la structure chimique des métabolites des cyanobactéries fait également l'objet de diverses études [2].

2.8. Rôle et classification des cyanotoxines

2.8.1. Impact des cyanotoxines sur le biotope

Aujourd'hui, le rôle des cyanotoxines n'a toujours pas été clairement établi. Néanmoins, plusieurs hypothèses ont été formulées. Tout d'abord, ces composés ont été considérés comme des métabolites secondaires. Puis, considérant que certaines toxines sont constituées d'acides aminés, Jones et al. (1998) ont envisagé que celles-ci soient des métabolites primaires constituant une forme de stockage d'azote pour la cellule.

Dans leur synthèse bibliographique, Sivonen et Jones (1999) indiquent que les études existantes ne permettent pas de conclure quant à l'impact des cyanotoxines sur le phytoplancton car leurs résultats sont trop variables. En revanche, ces composés toxiques affectent les poissons ainsi que le bétail et les animaux domestiques lors de l'ingestion d'eau contaminée. Plusieurs cas d'intoxication ont ainsi été décrits dans la littérature [22].

2.8.2. Propriétés et structures

Deux types principaux sont généralement rencontrés : des hépatotoxines qui sont des peptides et des neurotoxines qui sont des alcaloïdes. A ceux-là s'ajoutent des produits irritants au contact, encore mal définis. Il semble que plusieurs types de toxines puissent coexister chez une même cyanobactérie [23].

Elles sont également classées suivant leur structure chimique. Ce sont en majorité des peptides cycliques ou des alcaloïdes [24].

2.8.2.1. Les hépatotoxines

Ce sont les toxines de cyanobactéries qui sont le plus fréquemment rencontrées lors de proliférations. Elles sont impliquées dans de nombreux épisodes d'intoxication. Chez les vertébrés, l'organe cible est essentiellement le foie. D'autres organes tels que les reins ou les intestins peuvent être également altérés [24].

2.8.2.1.1. Les microcystines et les nodularines

Ce sont des peptides cycliques à sept acides aminés pour les microcystines et à cinq acides aminés pour les nodularines. Il existe de nombreux variants structuraux de ces molécules et l'on compte à l'heure actuelle neuf variants de la nodularine et plus de 70 variants de microcystines. Ces toxines sont solubles dans l'eau et très stables : 90 % de dégradation en 2 à 6 semaines à la lumière. Les toxines de ces deux familles restent stables et résistantes à l'hydrolyse chimique ou à l'oxydation à pH neutre. Les microcystines et les nodularines restent actives après ébullition. Dans les échantillons naturels et à l'obscurité, les

microcystines peuvent persister plusieurs mois voire des années. Les microcystines peuvent être oxydées par ozonation ou par des agents oxydants forts, ou dégradées par d'intenses radiations ultraviolettes (UV) [24].

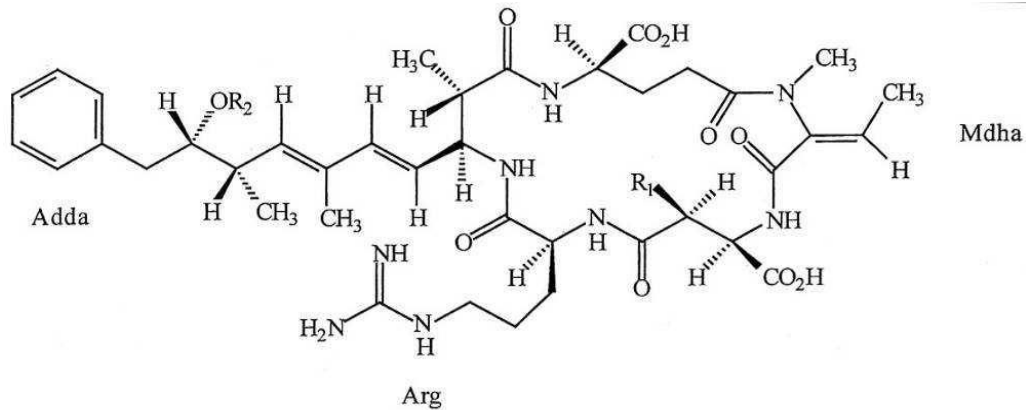


Figure 1.8. Structure moléculaire de la nodularine.

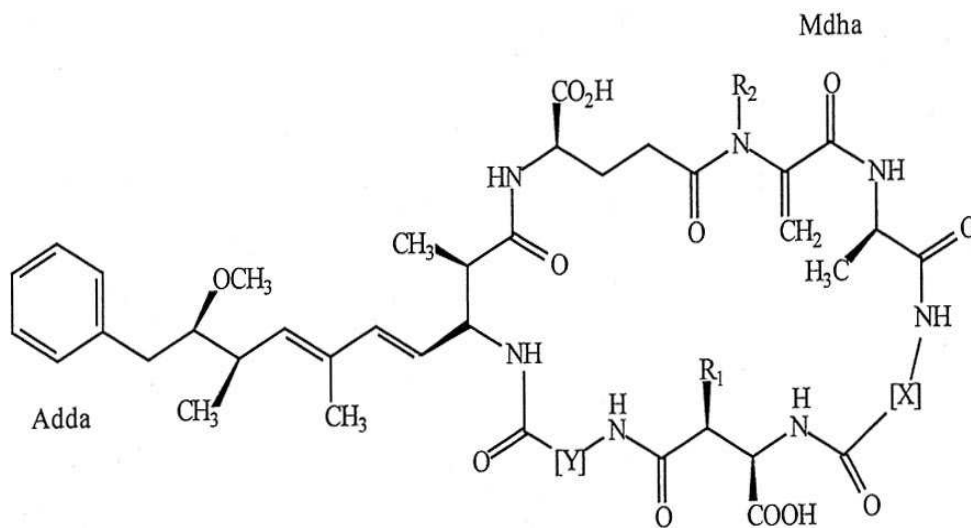


Figure 1.9. Structure générale de la microcystine.

2.8.2.1.2. La cylindrospermopsine et ses analogues

La cylindrospermopsine est un alcaloïde possédant une unité guanidine tricyclique (figure 1.10). C'est une molécule avec une structure de zwitterion, très polaire et très soluble dans l'eau. Cette molécule est peu stable dans un extrait algal (90 % de dégradation en 2-3 jours à la lumière du soleil), mais seule en solution sa demi-vie est supérieure à 10 jours. À ce jour, deux variants de la cylindrospermopsine sont répertoriés, un toxique, la 7 épicylindrospermopsine et un non toxique, la désoxycylindrospermopsine [24].

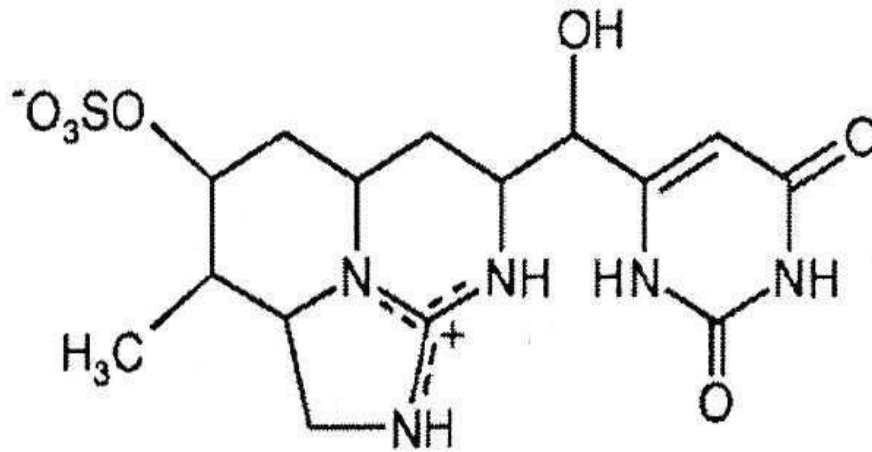


Figure 1.10. Structure moléculaire de la cylindrospermopsine.

2.8.2.2. Les neurotoxines

Les neurotoxines produites par les cyanobactéries sont regroupées en deux familles :

- les anatoxines ;
- la saxitoxine et ses dérivés.

Leur cible est la jonction neuro-musculaire avec un mode d'action spécifique à chacune des familles de neurotoxines [24].

2.8.2.2.1. Les anatoxines

Les anatoxines sont des alcaloïdes synthétisés uniquement par des cyanobactéries (figure 1.11). L'anatoxine-a est une amine secondaire, soluble dans l'eau. Son homologue, l'homoanatoxine-a, possède des propriétés physico-chimiques et toxicologiques très voisines. Ces molécules sont peu stables et se dégradent rapidement en milieu naturel [24].

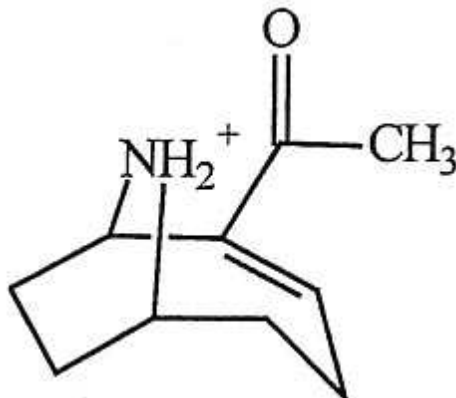


Figure 1.11. Structure moléculaire de l'Anatoxine-a.

2.8.2.2.2. La saxitoxine et ses dérivés

Elles sont également produites, outre par les cyanobactéries, par certaines espèces de dinoflagellés marins et sont responsables, en milieu marin, d'intoxications neurologiques parfois mortelles connues sous le nom d'intoxication paralysante par les fruits de mer (IPFM). Ce sont des alcaloïdes à un noyau tétrahydropurique (figure 1.12.) Vingt-cinq variantes sont connues à ce jour. Des études en laboratoire ont montré une grande stabilité de ces molécules, elles peuvent persister plusieurs mois dans l'eau. [24].

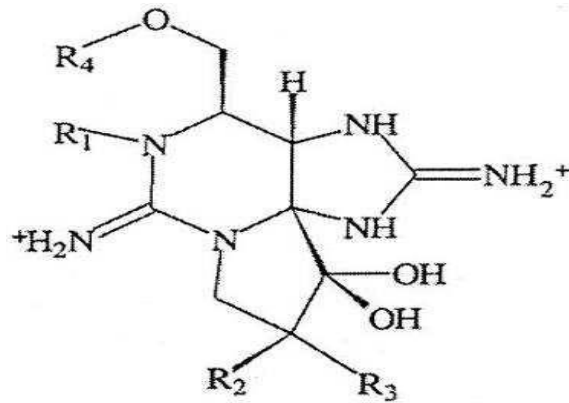


Figure 1.12. Structure moléculaire de la saxitoxine.

3. Traitement des eaux (C/F)

3.1. But de la C/F

L'opération de la C/F a pour but la croissance des particules (qui sont essentiellement colloïdales) par déstabilisation des particules en suspension puis formation de floccs par absorption et agrégation. Les floccs ainsi formés seront décantés et filtrés par la suite [6].

3.2. Les particules mis en jeu

Les matières existantes dans l'eau peuvent se présenter sous les trois états suivants :

état de suspension qui regroupe les plus grosses particules.

état colloïdal.

état dissous de sels minéraux et de molécules organiques.

Cette classification résulte de la taille des particules. Les colloïdes présentent un diamètre compris entre 1 µm et 1 nm. Ils possèdent deux autres caractéristiques très importantes. Leur rapport surface/volume leur confère des propriétés d'adsorption des ions présents dans l'eau. Ce phénomène explique en partie l'existence de particules électriques à leur surface. Ces charges, souvent négatives, engendrent des forces de répulsion inter colloïdales.

L'origine des colloïdes est très diverse. On peut citer l'érosion des sols, la dissolution des substances minérales, la décomposition des MO, le déversement des eaux résiduaires urbaines et industrielles ainsi que les déchets agricoles [6].

3.3. Mécanismes de la C/F

3.3.1. Théorie de la double couche

Les colloïdes sont généralement chargés négativement. Afin de neutraliser cette charge négative de surface, des ions positifs présents dans l'eau brute ou ajouté sont attirés et forment une couche autour du colloïde. Diverses théories expliquent le phénomène (Bensadok.2007).

Helmholtz : selon cette théorie, la totalité de la surface du colloïde est recouverte par les ions positifs assurant ainsi une électroneutralité.

Gouy-chapman : la couche d'ion positifs est inégalement répartie autour du colloïde ; la neutralité s'obtient à plus grande distance.

Stern combine les deux et arrive à la neutralisation des colloïdes par une double couche.

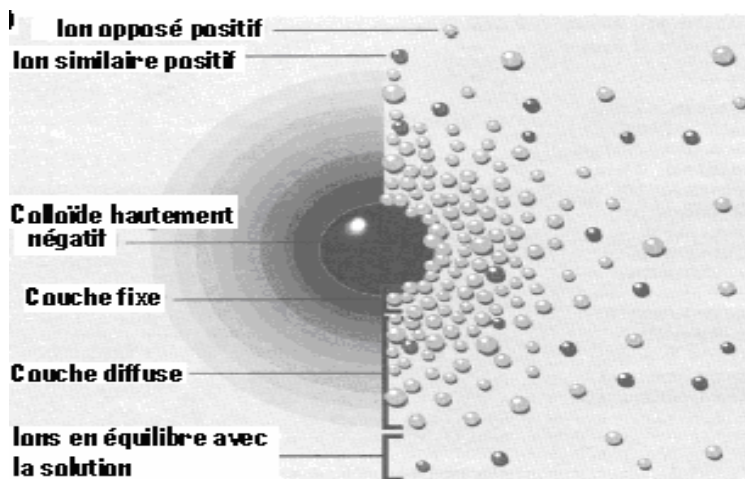


Figure 1.13 double couche de stern

La figure montre les différentes couches et le potentiel électrique des particules colloïdales.

Un colloïde se caractérise par deux potentiels :

Potentiel thermodynamique ou potentiel de Nernst

Potentiel zêta ou potentiel électrocinétique.

La potentielle thermodynamique est présent à la surface même du colloïde mais malheureusement non mesurable par des méthodes simples.

Le potentiel zêta reste négatif comme la charge générale des colloïdes. Il donne le niveau de l'interaction mutuelle des colloïdes et se mesure par électrophorèse [25].

3.3.2. Mécanismes de déstabilisation des suspensions colloïdales par la coagulation

Les colloïdes sont, comme souligné précédemment, chargés négativement. Etant de même signe, deux particules colloïdales se repoussent. Elles sont soumises à deux types de force de direction opposée :

Force d'attraction gravitationnelle de Van der Waals (FA), liée à la surface spécifique et à la masse des colloïdes ainsi qu'à la nature du milieu.

Force de répulsion électrostatique FR, liée aux charges superficielles des colloïdes et donc à leur potentiel zêta (ζ).

Si $FA > FR$, l'agrégation se produit.

Si $FR > FA$, il y a principalement la répulsion entre les particules colloïdales.

L'énergie totale d'interaction (E) entre les particules colloïdales est la somme de l'énergie répulsive E_R due au potentiel électrique et l'énergie attractive E_A [25].

3.3.3. Les étapes de l'agrégation

La coagulation est la déstabilisation des particules colloïdales par addition d'un réactif chimique, le coagulant, qui apporte au milieu des cations multivalents, libres ou liés à une macromolécule organique. Ces cations sont attirés et adsorbés sur la couche de Stern. Le potentiel zêta s'annule ou avoisine le zéro avec la neutralisation de toutes les charges avoisinantes. Il faudra donc que le coagulant se disperse dans l'eau pour obtenir une répartition homogène avant toute précipitation d'hydroxyde. Cela demande une forte agitation en un temps court ou, en d'autres termes, utiliser un gradient de vitesse très élevé.

L'agrégation se fait à travers trois phénomènes successifs que sont l'hydrolyse (formation des radicaux hydroxydes métalliques), la coagulation et la floculation.

Quand les particules préalablement déchargées s'agglomèrent en microflocs par partage, soit par les hydroxydes résultant de l'hydrolyse du coagulant minéral, soit par les macromolécules de polyélectrolytes cationiques, on parle de floculation. En effet les microflocs s'agrègent en flocons plus volumineux et décantent. Il arrive qu'un adjuvant de floculation soit ajouté. L'agrégation successive des particules est régie par des phénomènes de transport de la floculation :

Il y a la floculation péricinétique liée à l'agitation brownienne, où toutes les particules ont la même énergie cinétique et donc les plus petites ont les vitesses les plus élevées, d'où une plus grande probabilité de rencontre.

La floculation orthocinétique est, quant à elle, liée à l'énergie mécanique dissipée dans la zone de floculation. Elle permet d'obtenir un floc volumineux facilement séparable.

Au cours du traitement par coagulation, les caractéristiques physico-chimiques de l'eau telles que le pH, le titre alcalimétrique complet (TAC) et la conductivité sont modifiées. L'efficacité du traitement dépend de pH. Le pH optimal constitue un compromis entre le pH nécessaire à la coagulation des colloïdes (leur nature et leur point isoélectrique) et le pH nécessaire à la floculation (correspondant au minimum de solubilité du métal) [25].

3.4. Interaction avec MO dissoute

Cependant, plusieurs eaux naturelles contiennent substances organiques dissoutes, qui exigent également d'être éliminées. La MON en eau peut donner une indésirable couleur à l'eau et certains constituants peuvent former des substances cancérigènes quand l'eau est chlorée. Essentiellement, les substances humiques peuvent être considérées comme polyélectrolytes anioniques naturels, de structure plutôt indéterminée. Elles ont divers groupes fonctionnels, y compris carboxyliques et phénoliques, et une structure d'anneaux aromatiques aléatoirement condensés. À cause de l'ionisation de groupes carboxyliques, les substances humiques auront une anionique charge aux valeurs de pH plus élevées qu'approximativement 4 et sont généralement solubles sous ces conditions.

Il a été depuis longtemps connu que les substances humiques peuvent être efficacement éliminées d'eau par coagulants hydrolysants et il y a eu plusieurs études sur ce sujet. Les substances humiques adsorbées sur particules aquatiques peuvent donner stabilité améliorée et des dosages de coagulant élevés peuvent être exigés. En fait, pour eaux avec concentrations élevées de MO, il y'a souvent une relation stoechiométrique entre la teneur organique (d'habitude mesurée en tant que carbone organique dissous, COD) et le dosage de coagulant requis. Le pH optimal pour élimination de MO dissoutes est d'habitude plutôt inférieur (typiquement, pH 5-6) que celui d'élimination de particules en suspension. Quand le procédé de coagulation en traitement d'eau est spécialement modifié pour assurer une bonne élimination de MO il est souvent connu en tant que CA.

Il y'a deux probables mécanismes pour l'élimination de substances humiques par coagulants métalliques hydrolysant :

Fixation d'espèces métalliques sur site anioniques, ainsi neutralisant leur charge et donnant une solubilité réduite. Pour assez larges molécules, ceci peut conduire à précipitation du complexe métal-humique, pour former des particules qui peuvent être éliminées par sédimentation ou filtration.

Adsorption de substances humiques sur précipité d'hydroxyde métallique amorphe. Aux valeurs de pH d'approximativement 5-6, les substances humiques sont négativement chargées et hydroxydes d'Al et Fe sont positivement chargés, qui devraient donner forte adsorption et quelque neutralisation de charge. Le floc ferrique préformé a été montré être un bon adsorbant de substances humiques [5].

3.5. Elimination des cellules algales

3.5.1. Introduction

L'OMS recommande de privilégier les traitements susceptibles d'éliminer les algues intactes par rapport aux traitements qui lyseraient les cellules et provoqueraient alors le relarguage des toxines intracellulaires des cyanobactéries. Concernant la problématique goûts et odeurs, ces composés étant, de la même façon que les cyanotoxines, majoritairement intracellulaires, l'élimination des algues intactes est également recommandée pour cette problématique. Dans la pratique, Degrément (dans son rapport non paru de 1999) estime qu'une concentration de 100 algues de petites tailles par ml dans l'eau distribuée est le maximum acceptable. Ce chiffre peut être considéré comme une recommandation provisoire en attendant une norme claire concernant les paramètres. Degrément recommande, dans ce même rapport, de contrôler la présence des algues dans l'eau traitée par le dosage de la chlorophylle-a, si la teneur dépasse un certain seuil préalablement défini de chlorophylle-a, le comptage des algues sera effectué. Cependant, il a été démontré précédemment que la chlorophylle-a est très peu corrélée avec la concentration en cyanobactéries[15].

3.5.2. Elimination des MAs par C/F

Les algues sont des particules chargées négativement, comme la majorité des MES dans l'eau. Leur taille allant de 2 à 200µm les place à la limite entre les matières décantables et les colloïdes. Les algues sont donc des particules stables en suspension dans l'eau, cette stabilité provenant des forces de répulsion électrostatiques s'exerçant entre les algues chargées négativement.

L'élimination des algues est basée sur le principe de la C/F, technique permettant de neutraliser les particules de façon à les aggréger en floccs décantables ou plus facilement filtrables, lesquels seront éliminés par décantation, flottation ou filtration directe. La C/F n'a par ailleurs aucun effet sur les toxines dissoutes.

La C/F des algues utilise deux processus :

– la neutralisation des charges de surface, principe classique de la coagulation, par l'utilisation de sels métalliques cationiques ou de polymères organiques cationiques.

Une acidification (pH de l'ordre de 6) améliore l'efficacité de la coagulation par sels métalliques.

Le dosage du coagulant conditionne l'efficacité de l'élimination des algues en clarification, la détermination du taux de coagulant à appliquer est fonction :

– de la température : la température influence la solubilité et la chimie des coagulants métalliques et pourrait affecter la taille des floccs.

– du pH, la coagulation optimale est obtenue pour des gammes de pH faible, le coagulant affectant lui-même le pH de l'eau par libération de protons lors de son hydrolyse.

– la teneur en DCO de l'eau brute.

– la valence du coagulant, en général, les coagulants métalliques utilisés sont trivalents (Al^{3+} , Fe^{3+}).

– la charge des algues, le nombre de cellules multiplié par le potentiel zéta d'une cellule algale permet d'adapter au mieux la dose de coagulant, en général on cherche une dose optimale permettant la neutralisation des charges des algues.

– les coagulants à base d'aluminium auraient une efficacité selon la classe d'algues considérée :

Chlorophycées > Diatomées > Cyanobactéries. Les cyanobactéries seraient particulièrement difficiles à éliminer pour des doses de coagulants faibles.

– la morphologie des algues, certaines algues à appendices, de forme coloniale ou filamenteuse ou encore les formes mobiles sont particulièrement difficiles à flocculer

[15].

3.6. Coagulation améliorée

3.6.1. Définition

Le terme « coagulation améliorée » (CA) se rapporte à la modification du procédé de coagulation pour réaliser un plus grand ou une élimination maximal de la MON [1]. La CA est considérée comme l'une des meilleures technologies pour les l'élimination des précurseurs des SPD dans installations de traitement d'eau traditionnelles qui traitent l'eau de surface ou l'eau souterraine sous l'influence de l'eau de surface. Les procédés de traitement associent l'exigence d'élimination du carbone organique total (COT) à l'alcalinité de l'eau brute afin d'éviter l'ajout de fortes doses de coagulants pour réduire le pH entre 5 et 6, la plage où les

coagulants semblent être le plus efficaces. Les niveaux de COT, de pH et d'alcalinité sont les principaux facteurs déterminant l'efficacité de la CA pour une source d'eau donnée [26].

3.6.2. Ajustement du pH dans le traitement de l'eau potable

Dans les installations de traitement de l'eau potable, le pH peut être ajusté à divers endroits pour optimiser l'efficacité des procédés de traitement comme la coagulation ou la désinfection. L'ajustement du pH influe sur l'efficacité de la coagulation dans l'élimination des MO et de la turbidité et peut jouer sur l'efficacité de la désinfection primaire et secondaire. Il influe aussi sur la formation des sous-produits de désinfection (SPD). Le pH de l'eau durant le procédé de coagulation influe sur la chimie du coagulant et doit être régulé pour optimiser le rendement et à minimiser la quantité de coagulants dans l'eau traitée [26].

4. Quelques travaux sur l'élimination de la MON, la turbidité et les algues

Travail de Bjørnar Eikebrokk (2007).

Les résultats de ce travail montre que la concentration, la nature et les propriétés de la MON sont des caractéristiques importantes pour le traitement et l'évaluation des conditions optimales de coagulation. Il est évident du résultat que les équipements de l'opération de coagulation améliorée et les facteurs comme la demande de coagulant, le cambouis de production, le temps d'exécution obtenus de filtre est principalement commandé par la MON, la turbidité et autre substances. Le pH de coagulation et le dosage de coagulant semble être les paramètres opérationnels les plus importants et la conformité au règlement résiduel en métal apparaitre comme paramètre de détermination pour la condition minimum de coagulant[18].

Travaux de Rita Hecderon et al. (2008).

Ce travail, présente une analyse des données des années 2000 à 2005. Ces expériences britanniques démontrent l'agissement des installations de traitement par rapport aux algues. Cependant, le développement et la multiplication de ces dernières ont affecté les installations de traitement. Les diatomées et les cyanobactéries dominent respectivement au printemps et en automne. Rita Hecderon et al. Ont montrés que Le fonctionnement d'un traitement incluant la préoxydation, coagulation, flottation et filtration, enlève en moyenne 96% de l'effluent, tandis que la filtration rapide enlève 63-75% des cellules présentes dans le filtrat qui sont de types unicellulaires ; micro algues ou algues flagellées. Le colmatage des filtres au printemps et en automne est provoqué par les grandes cellules de morphologie complexe, y compris les diatomées *Mélosira* et *Asterionella* [28].

Travail de Min et al. (2012).

Cette étude a utilisé les *Microcystis aeruginosa* pour étudier le comportement de libération et de dégradation des toxines après l'addition du chlore à différentes doses pendant un temps de contact prolongé. L'analyse par le microscope électronique à balayage (SEM) n'indique aucun changement considérable de la morphologie pour la plupart des cellules d'algues. Cependant, le dégagement de K^+ intracellulaire et de la matière organique intracellulaire (IOM) s'est produit, et de la libération significative de K^+ de 63% a été observé même à l'exposition du chlore aussi bas que 0,8 mg/L.min. Les dommages de la membrane des cellules étaient plus rapides que la libération d'intracellulaire MCLR à toutes les doses de chlore.

(Min Ma et al...), ont observé un niveau maximum de toxine extracellulaire à un temps de contact de 60,30 et 1 min aux doses de chlore de 1,2 ; 1,6 et 2 mg/L, respectivement. En outre la consommation de Cl_2 , les toxines libérées et la dégradation ainsi que la destruction des cellules ont été bien reliée [51].

Travail de Drikas et al. (1998).

Dans cette étude, l'effet des processus conventionnels de traitement de l'eau par le sulfate d'aluminium sur l'intégrité des cellules toxiques *Aeruginosa Microcystis* a été évalué par l'utilisation jarrest et des études d'installation pilote. Cette étude a montré que l'élimination des cellules *Aeruginosa Microcystis* par le coagulant d'aluminium par l'utilisation de jarrest a indiqué que toutes les cellules ont été enlevées sans dommages de l'intégrité de la membrane, et le traitement chimique et l'action mécanique n'ont pas endommagé les cellules cultivées de *M.Aeruginosa*. Pour les expériences d'installation pilote qui se composent de la coagulation, floculation, sédimentation et filtration, la plupart des cellules ont été enlevées intactes et aucun microcystin additionnel n'a été trouvé dans l'eau traitée [48].

Travail de Le'on-Bernard (2009).

Cette étude présente une situation actuelle sur les cyanotoxines présents dans l'eau et leurs comportements vers la chloration sur l'altération, un procédé commun de désinfection de l'eau potable. L'efficacité de chloration sur l'altération des cyanotoxines dépend de pH, la dose de chlore et la nature d'oxydant. Les microcystines et le cylindrospermopsines sont efficacement transformés par le chlore avec respectivement 6 et 2 sous-produit identifiés. En outre la chloration des microcystines et du cylindrospermopsines associée a une perte de

toxicité aigüe. Même qu'ils ont été moins étudiés, les saxitoxines et les modularines sont également altérés par le chlore. Pour ces toxines, aucun sous-produit n'a été identifié, mais le mélange chloré ne montre pas une toxicité aigüe. Au contraire, le fait que l'anatoxine-a a une réaction cinétique très lente suggère que cette toxine résiste à la chloration [52].

Travaux de Mesdaghinia et al. (2005).

Des expériences de jarrest ont été réalisées pour étudier l'efficacité d'élimination des sous-produits de désinfection (SPDs) du fleuve de Zayandehru au centre de province d'Isfahan d'Iran par la coagulation améliorée. Les résultats d'A. Mesdaghinia et al. ont indiqué que l'élimination de la MON a une fonction avec le type de coagulant, la dose de coagulant et le pH de coagulation, généralement l'élimination de COT, DCO et UV₂₅₄ absorbance augmente avec l'augmentation supplémentaire du dosage de coagulant a eu peu d'effet sur l'élimination des précurseurs de sous-produits de désinfection. Le chlorure ferrique était plus efficace que l'alum dans l'élimination de la MON. Le pH de coagulation a été apparu un facteur déterminant pour l'élimination maximale de la MON et l'élimination des précurseurs de SPDs, avec la coagulation améliorée à pH = 5 l'élimination de la MON et le précurseur a augmenté d'une manière significative par rapport à la valeur du pH initial [47].

Travaux de Vrijenhoek et al. (1998).

Vrijenhoek et al. ont montré que l'élimination des particules et la turbidité ont augmenté sensiblement au dosage d'Alu au-dessus de 20 mg/l. L'élimination des particules n'était pas différents significativement à pH ajusté (5.5) par rapport au pH ambiant. L'élimination des précurseurs de THM par la coagulation améliorée était plus efficace à pH=5.5 qu'à pH ambiant. Des dosages plus élevés étaient nécessaires pour réaliser une élimination acceptable des précurseurs de THM qui était nécessaire pour l'élimination des particules [53].

CHAPITRE 02

MATERIEL ET METHODES

2. Matériel et méthodes

2.1. Introduction

Les ressources en eaux en Algérie dépendent des précipitations donc du climat. Ce climat varie du type désertique au sud au type méditerranéen au nord. La répartition spatiale des précipitations est caractérisée par un gradient Nord-Sud bien marqué et un gradient Est-Ouest plus faible [27]. Le minimum pluviométrique est enregistré dans les régions du Sud. En ce qui concerne les températures, le contraste est bien marqué entre l'hiver et l'été. Les températures moyennes mensuelles les plus basses se rencontrent au mois de Janvier (inférieures à 10 °C) alors que les maximas sont atteints en Juillet ou Août (25 et 30°C).

Le procédé de coagulation/floculation utilisant des sels de fer ou d'aluminium est aujourd'hui bien reconnu et établi pour l'élimination des substances humiques (matière organique naturelle MON) des eaux du milieu naturel et des barrages et il a été largement étudié pour l'élimination des algues et des micro-algues. Ses performances, son coût, sa facilité de mise en œuvre et son caractère applicable sur site, en font un procédé très apprécié à des fins industrielles [30].

La première partie de ce travail, une étude du phytoplancton qui a été entreprise sur ce Barrage. En effet, cette étude a porté sur l'identification des populations algales ainsi que l'influence des paramètres physicochimiques et environnementaux sur le développement des différentes espèces, au cours de la période allant de Janvier 2013 à Août 2014, pour déterminer d'une part, la diversité du plancton de ces retenues et d'une autre part, les principaux facteurs abiotiques responsables de leur répartition.

Dans la seconde partie, nous nous sommes intéressés à étudier un procédé connu sous le terme de '*coagulation améliorée*' (appelé communément '*Enhanced coagulation*') afin de contribuer à envisager de l'appliquer à l'élimination de la M.O ainsi que les micro-algues des eaux de Barrage Lakhel. A cet effet, des prélèvements ont été pris dans chaque site, des analyses de la conductivité, de turbidité et des micro-algues ont été faites.

2.2. Zone d'étude, sources de pollution et stations de prélèvement

2.2.1 Zone d'étude

Le barrage de Lakhel est situé à 5 Km de Ain-Bessem dans la wilaya de Bouira et à 150 Km d'Alger (figure 2.1), il est implanté à la confluence des oueds Lakhel et Fahem. Le barrage Lakhel est destiné à :

- L'irrigation des périmètres des Arribs (2.000 ha).
- L'alimentation en eau potable d'Ain-Bessem, Sour El-Ghozlane, El-Hachimia et sa zone industrielle.

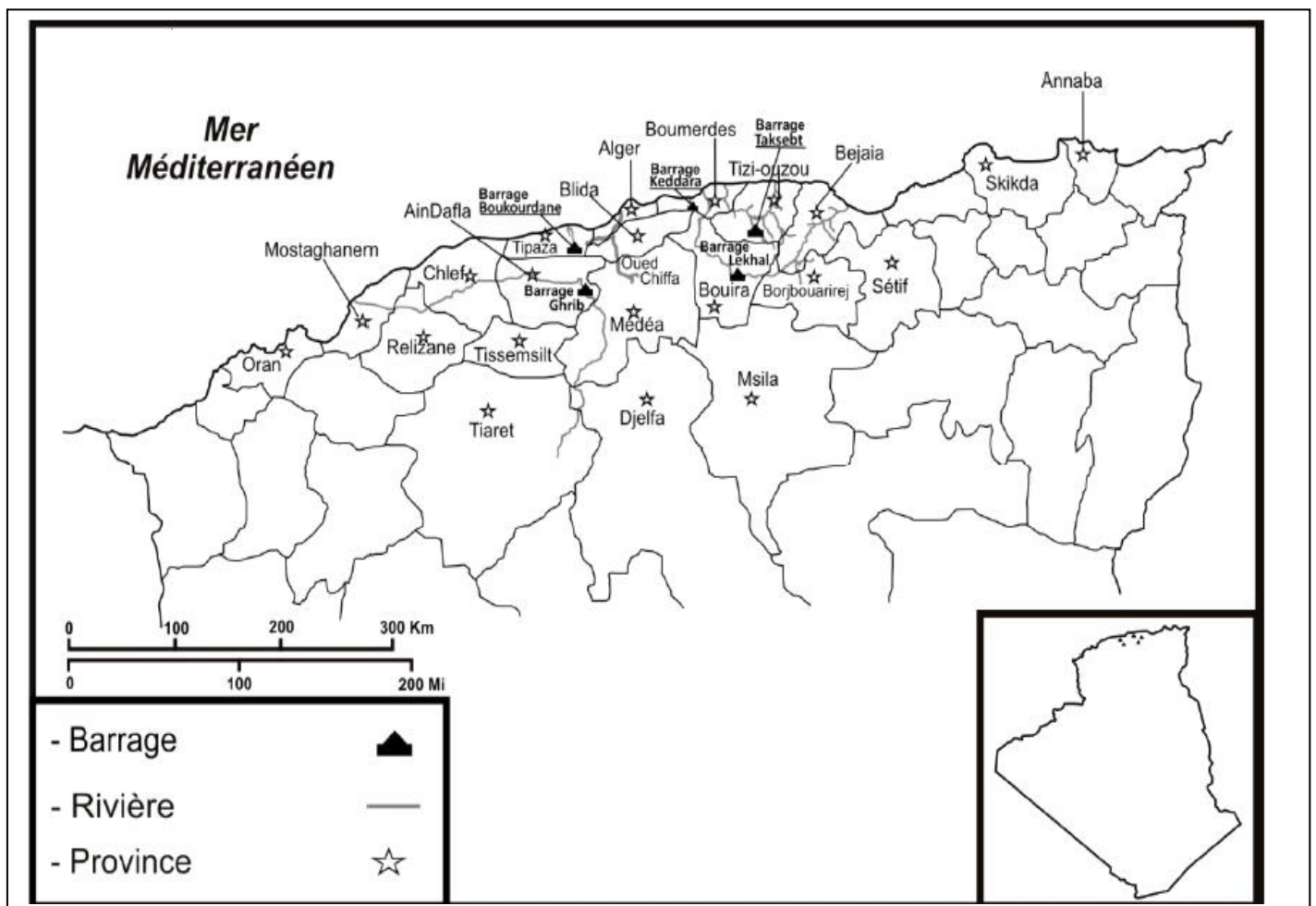


Figure 2.1. Situation géographique du Barrage Lakhel.



Figure 2.2. Barrage Lakhel

Les principales caractéristiques de ce barrage sont résumées dans le tableau.

Tableau 2.1. Caractéristiques morphométriques du barrage de Lakhal.

Capacité de la retenue (m ³)	30 Millions
Superficie du bassin versant (Km ²)	189
Profondeur moyenne (m)	25
Profondeur maximale (m)	45

2.2.2. Aperçu climatologique

Le climat de la région est sujet à l'influence de la mer mais avec une tendance continentale, l'hiver est plus long avec des températures basses, l'été est plus chaud et moins humide que sur le littoral. Le mois le plus froid est Janvier où la température minimale enregistrée est de 5 °C, le mois le plus chaud est Août avec une température maximale de 36.5°C (Agence Nationale des Ressources Hydriques).

2.2.3. Sources de pollution

Du fait de sa situation, le barrage étudié est confronté à différentes sources de pollution qui menacent la qualité de ces eaux:

- Le rejet des eaux usées par le biais des oueds qui l'alimentent.

- Une pollution agricole intense dominée par la céréaliculture et les maraîchages.
- Une pollution industrielle due aux nombreuses usines (détergents, semoulerie, cimenterie, briqueterie....).

Toutes ces sources de pollutions influenceraient fortement la qualité des eaux du barrage. Cependant deux stations d'épuration celle de Sour El Ghozlane et celle de Bouira sont en cours de projet de réalisation et pourront renforcer celle qui existe à Lakhal.

2.3. Présentation de la station de traitement des eaux d'Ain-Bessem

2.3.1. Introduction

La transformation d'une eau de surface en une eau propre à la consommation fait appel à un ensemble de procédés de traitement extrêmement divers qu'il faut assembler dans un ordre déterminé afin de fournir un produit fini conforme aux normes de potabilité.

L'efficacité du traitement adopté dépendra, de la façon dont sera conduite l'exploitation de l'usine. Pour atteindre l'objectif souhaité, l'exploitant devra d'une part respecter certains principes élémentaires pour assurer le contrôle du processus de traitement et le contrôle de l'eau traitée, et d'autre part disposer d'un certain nombre de moyens techniques et humains.

On peut admettre que la chaîne habituelle complète des traitements des eaux de surface comporte 6 grandes étapes (Figure 2.3).

2.3.2. Description de la station de traitement des eaux d'Ain-Bessem

La station de traitement des eaux de barrage Lakhel se situe à environ 5 km de la ville d'Ain-Bessem. Elle est mise en service durant l'année 86/87, est alimentée par les eaux emmagasinées à la retenus du barrage Lakhel.

La station a une capacité nominale de m^3/jour ($780 m^3 /h$) d'eau brute à traiter et fournit un débit d'eau traitée de $740 m^3/h$.

La station de traitement d'Ain-Bessem se trouve au voisinage du barrage.

Dans la station on trouve les ouvrages suivants :

- un bassin de régulation de débit.
- une pré-chloration.
- une addition des réactifs.
- un bassin de coagulation-Floculation.
- une chaîne de traitement (décanteur, filtre à sable).

2.3.3. Mode de fonctionnement de la station d'Ain-Bessem

Le procédé de traitement au niveau de la station d'Ain-Bessem est conçu pour éliminer les éléments indésirables contenu dans l'eau brute par les différents traitements suivants :

Pré chloration de l'eau brute qui sert à l'élimination d'une partie de matière organique.

Le traitement par coagulation- floculation qui sert à agglomérer les matières colloïdales contenus dans l'eau par la formation des floes.

La clarification (ou décantation) qui permet la précipitation des floes au fond des décanteurs.

Une filtration sur sable qui a pour objet d'éliminer les matières encore en suspension dans l'eau.

Désinfection (ou chloration) des eaux traitées.

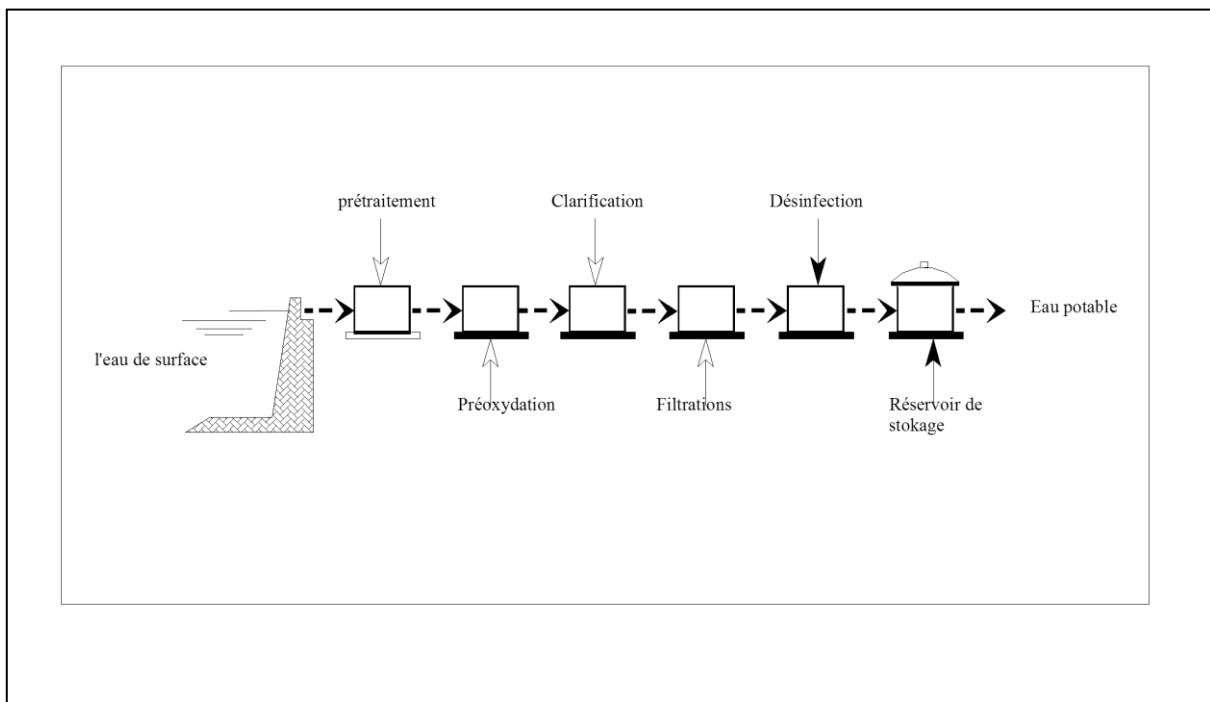


Figure 2.3. Schéma d'un Traitement classique de l'eau potable.

- Pré- chloration

La pré- chloration est avant tout utilisée pour le contrôle de la croissance des algues sur les structures ouvertes comme les clarifications.

Elle consiste aussi à éliminer les matières organiques contenues dans l'eau. La dose de chlore injecté au niveau de la station d'Ain-Bessam varie entre 0.8 et 1 mg/l.

- Coagulation- floculation

La coagulation- floculation a pour but de favoriser l'agrégation des colloïdes pour former des éléments aptes à se décantent. Ce qui permet d'éliminer la couleur, les polluants, la turbidité et les matières en suspension (M.E.S).

Au niveau de la station d'Ain-Bessem, ont aptes pour les sulfate d'aluminium en raison de sa disponibilité sur le marché et son coût relativement bas. Le dosage se fera à l'aide d'une pompe doseuse, la détermination de la dose du coagulant à utiliser s'effectue expérimentalement moyennant le "Jar- test".

- Décantation (clarification)

La décantation est le procédé qu'on utilise dans pratiquement toutes les usines d'épuration et de traitement des eaux. Il a pour but d'éliminer les particules en suspension dont la densité est supérieure à celle de l'eau.

Dans la station, l'eau brute pré- traitée qui contient des floes est acheminée vers les installations de clarification, qui comprend deux décanteurs.

- Filtration

La filtration est un procédé physique destiné à clarifier une liquide qui contient des matières solides en suspension en le faisant passer à travers un milieu poreux, les solides en suspension ainsi retenus par le milieux poreux s'accumulent, il faut donc nettoyer le milieu de façon continue ou de façon intermittente.

La filtration, habituellement procédé des traitements de coagulation - floculation et de décantation, permet d'obtenir une bonne élimination des bactéries, de la couleur, de la turbidité et de certains goûts et odeurs.

La station d'Ain-Bessem dispose de deux filtres à sable alimentés par gravité.

2.4. Echantillonnage et mode de prélèvement

La période d'échantillonnage se situe entre le mois de janvier 2013 et le mois d'Aout 2014. Les prélèvements sont effectués mensuellement et bimensuellement le matin (9h00). L'échantillonnage au mois de Mai 2013 jusqu'à septembre 2013 n'a pu être réalisé à cause de problème technique au niveau de l'ANRH de Blida.

Il est à noter que les prélèvements des échantillons d'eaux brutes ont été effectués au niveau de la station. Les analyses physicochimiques ont été effectuées au niveau du laboratoire de la station, tandis que les autres mesures (phytoplanctoniques) ont été effectuées au niveau du laboratoire de l'ANRH (Agence Nationale des Ressources Hydriques) de Blida.

2.5. Le procédé de la coagulation classique

Ce procédé a été réalisé afin de déterminer son efficacité d'éliminer la turbidité, MO et les micro-algues existantes dans les eaux du barrage étudié et cela pendant chaque mois /deux mois de la période d'étude, le coagulant utilisé est le sulfate d'aluminium.

Le travail est réalisé sur un jar test de type composé d'une batterie de quatre béchers fonctionnant simultanément.

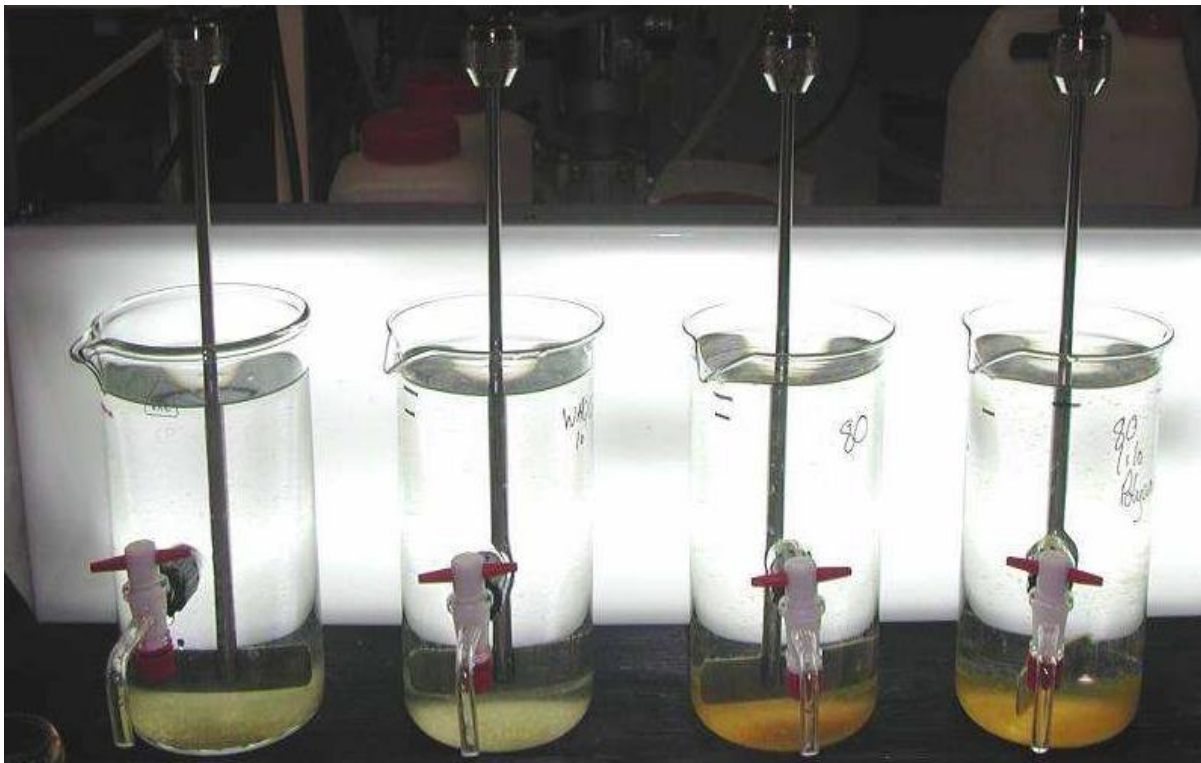


Figure 2.4. Essai de coagulation/floculation (Jar-test).

Les essais de coagulation/floculation permettent de déterminer le dosage optimal de coagulant. La méthode de traitement se répartit comme suit :

Il faut agiter l'eau à traiter convenablement avant de prélever un échantillon que ce soit pour faire les analyses ou pour faire un essai de coagulation/floculation.

Mesurer la température et le pH, la turbidité ainsi que la conductivité de l'eau du barrage.

Verser 1 L d'échantillon dans chacun des béchers, et les placer sur le banc d'agitation.

Mettre en route l'agitation jusqu'à atteindre une vitesse de 140trs/min pour homogénéiser l'échantillon pendant 5 min.

Préparer les solutions du coagulant.

Injecter le coagulant à différentes concentrations simultanément dans chacun des bécher.
Continuer l'agitation à 140 trs/min pendant 2 min (coagulation).
Réduire l'agitation à 40 trs/min pendant 20 min (floculation) puis arrêter l'agitation.
Allumer les lampes du blanc d'agitation et laisser décanter pendant 30-60 min.
Pendant ce temps-là, observer les floes (temps d'apparition; grosseur; aspect).
Prélever simultanément un échantillon d'eau surnageant (traitée) dans chacun des bécher et l'analyser (turbidité, pH et conductivité).

2.6. La coagulation améliorée

Le travail de la coagulation améliorée a été réalisé sur les eaux de Barrage Lakhel qui possède des paramètres physicochimiques très importants, d'autant plus les paramètres de pollution. Nous avons réalisé un essai de jarrest sur l'eau du Barrage lakhel, en ajustant le pH à 6 en terme d'efficacité et de rendement, durant toute la période d'étude, en poursuivant les mêmes étapes citées précédemment.

2.7. Paramètres à analyser dans l'eau brute et traité

2.7.1. Les paramètres physico-chimiques

Les analyses qui ont été réalisées concernant les paramètres physico-chimiques de la station étudiée à savoir : Température, pH, conductivité sont mesurés à l'aide d'un appareil multi paramètre. Pour les autres paramètres (MO, TAC, TH, nitrites et l'ammonium), les dosages ont été effectués au laboratoire physico-chimie de la station.

2.7.1.1. Dosage de la MO chimique

- Principe

Le but de cette méthode est d'approcher la teneur en matière organique présente dans l'eau. Elle consiste à mesurer en milieu acide la quantité d'oxygène utilisée pour la réduction du permanganate de potassium par les matières oxydables contenues dans une eau.

- Mode opératoire

Prendre 25 ml d'eau à analyser.

Ajouter 5 ml d'acide sulfurique (196 g/l).

Placer le flacon au bain-marie pendant 10 mn.

Ajouter 5 ml de la solution de KMnO_4 . Noter l'heure.

Après 10 mn, ajouter 5 ml de la solution d'oxalate de sodium et attendre la décoloration de la solution.

Titre l'échantillon encore chaud avec la solution de KMnO_4 à 0,01N jusqu'à l'apparition.

D'une coloration rose pâle persistant environ 30 s .Noter le volume V_{Ech} .

Procéder à un essai à blanc dans les mêmes conditions mais sur 25 ml d'eau distillée ; soit V_0 le volume de KMnO_4 utilisé (V_0 doit être inférieur à 0,3 ml).

- Vérification du titre de la solution de KMnO_4

Ajouter 5 ml de la solution d'oxalate de sodium à l'essai à blanc

Si nécessaire, réchauffer la solution à 80 °C.

Titre avec la solution de KMnO_4 jusqu'à l'apparition d'une coloration rose persistant environ 30 s ;

Soit V_T le volume utilisé.

- Expression des résultats

La quantité de matières oxydables par le permanganate exprimée en mg/l d' O_2 , est donné par la formule suivante [31]:

1mg/l O_2 = 3,95 mg/l KMnO_4

$$Q, (\text{mg} / l\text{KMnO}_4) = 316 \times \frac{(V_{\text{Ech}} - V_0)}{V_P} \times F$$

$$Q, (\text{mg} / l\text{O}_2) = 80 \times \frac{(V_{\text{Ech}} - V_0)}{V_T}$$

V_{Ech} : volume de KMnO_4 pour l'échantillon

V_0 : volume de KMnO_4 pour l'essai à blanc

V_P : volume de la prise d'essai

F : $\frac{V_P}{V_T}$ [31].

2.7.1.2. Dosage des nitrites (N- NO_2^-)

- Principe

Les ions nitrites réagissent en milieu acide (PH=1,9) avec le réactif amino-4 benzène sulfonamide ($\text{NH}_2\text{C}_6\text{H}_4\text{SO}_2\text{NH}_2$) en présence d'acide orthophosphorique pour former un sel diazoïque qui forme un complexe de coloration rose avec le dichlorhydrate de N-(naphtyl-1)

diamino-1,2 éthane($C_{12}H_{16}Cl_2N_2$)qui est dosé spectromitriquement à la longueur d'onde $\lambda = 540 \text{ nm}$

La méthode est applicable à des concentrations des ions nitrites jusqu'à $Q_N = 0,25\text{mg/l}$ de NO_2 a des concentrations plus élevées, on doit opérer une dilution.

- Mode opératoire

Prendre 40 ml d'eau à analyser.

Ajouter 1 ml du réactif coloré I.

Homogénéiser immédiatement en faisant tourbillonner et compléter à 50 ml.

Le pH doit être de 1.9, laissé reposer 20 mn.

Effectuer les lectures au spectrophotomètre à la longueur d'onde de 540 nm.

- Expression des résultats

Le résultat donné la teneur en azote nitreux $N-NO_2$ exprimée en mg/l.

Pour obtenir la teneur en nitrite NO_2 , multiplier ce résultat par 3,29(31).

- Remarque

- Les échantillons doivent être analysés dans les 24 h qui suivent leurs prélèvements, si non les Conservés entre 2 et 5 °C

- Dans le cas d'échantillons troubles, il faut filtrer ceux –ci sur un filtre à membrane de 0,45Mm [31].

2.7.1.3. Dosage de l'ammonium (NH_4^+)

- Principe

L'ammonium réagit avec les ions hypochlorite (qui sont générés par hydrolyse alcaline du sel de sodium du dichloroisocyanurate de sodium) pour former des chloramines qui vont réagit par la suit avec le salicylate de sodium à pH 12,6 en présence de nitrosopentacyanoferrate III pour former un composé bleu. Du citrate de sodium est incorporé aux réactifs pour masquer l'interférence des cations, notamment le calcium et le magnésium. Le composé bleu est dosé spectromitriquement à la longueur d'onde $\lambda_{\text{max}} = 655 \text{ nm}$.

- Mode opératoire

Prendre 40 ml d'eau à analyser.

Ajouter 4 ml du réactif coloré.

Homogénéiser bien la solution.

Ajouter 4 ml de la solution de dichloroisocyanurate de Na, le pH doit être égal à 12,6.

Compléter jusqu'à 50 ml avec de l'eau distillée.

Laisser reposer pendant au moins 60 mn.

Tous les dosages et étalonnages doivent être effectués à la même température (25 °C au bain-marie).

Effectuer les lectures au spectrophotomètre à la longueur d'onde de 655 nm.

- Expression des résultats

Le résultat donné la teneur en azote ammoniacal exprimée en mg/l de N.

Pour obtenir la teneur en NH_4^+ , multiplier ce résultat par 1,28(31).

- Remarque

Les échantillons doivent être analysés dès que possible, à moins d'être conservés entre 2 et 5 °C ou par acidification avec H_2SO_4 à $\text{pH} < 2$ [31].

2.7.1.4. Détermination de la dureté Totale (T.H)

- Principe

Les ions Ca^{2+} et Mg^{2+} sont titrés par complexométrie avec une solution de l'E.D.T.A à un pH de 10, Le mordant noir est utilisé comme indicateur qui donne une couleur rouge foncé ou violette en présence de ces ions.

l'E.D.T. a réagit avec les ions Ca^{2+} et Mg^{2+} libres puis au point d'équivalence, avec les ions Ca^{2+} et Mg^{2+} combinés avec l'indicateur qui vire de la couleur violette à bleu.

- Mode Opérateur

Prendre 50 ml d'échantillon dans un erlenmeyer de 100ml.

Ajouter 4 ml de la solution tampon.

Ajouter 3 gouttes de Noir eriochrome (La solution doit se colorer en rouge foncé violet, et son pH doit être de 10).

Titre immédiatement avec l'E.D.T.A (verser rapidement au début puis lentement vers la fin) jusqu'au virage bleu.

La couleur ne doit plus changer avec l'ajout d'une goutte supplémentaire de la solution d'EDTA.

- Expression des résultats

$$\text{mg/l (Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}) = 2 \times V_{\text{TH}} \times F$$

$$\text{mg/ Mg}^{2+} = (V_2 - V_1) \times 4.8 \times F$$

F : facteur de correction du titre de l'EDTA

Prendre 20 ml de la solution étalon de calcium et diluer à 50 ml (V_1).

Ajouter 4 ml de la solution tampon.

Ajouter 3 gouttes de Noir eriochrome.

Titre avec l'E.D.T.A 0,01N jusqu'au virage bleu (V_2) [31].

$$F = \frac{V_1}{V_2} = \frac{20}{V_2}$$

2.7.1.5. Détermination de l'alcalinité T.A et T.A.C

- Principe

L'alcalinité d'une eau correspond à la présence des hydrogénocarbonates, carbonate et hydroxydes. Le titre alcalimétrique ou TA mesure la teneur en alcalis libres et carbonates alcalins caustiques. Le titre alcalimétrique complet ou TAC correspond à la teneur en alcalis libres, carbonates et hydrogénocarbonates (HCO_3^- , CO_3^{2-} , OH^-).

- Mode opératoire

Détermination du TA

Prendre 100 ml d'eau à analyser.

Ajouter 1 à 2 gouttes de solution phénolphtaléine, une coloration rose doit se développer si non le TA est nul (ce qui se produit pour les eaux naturelles dont le pH < 8,3).

Titre avec la solution HCl à 0,02N jusqu'à décoloration complète de la solution (pH 8,3). Soit V le volume d'acide utilisés [31].

Détermination du TAC

Prendre l'échantillon traité précédemment s'il n'ya pas eu de coloration.

Ajouter 2 gouttes de solution de méthylorange (coloration jaune).

Titrer avec la solution HCl 0,02N jusqu'au virage du jaune au jaune orangé (pH 4,3).

S'assurer qu'une goutte d'acide en excès provoque le passage de la coloration jaune orangé au rose orangé (pH4).

Soit V' le volume d'acide versés depuis le début du dosage. Retrancher de ce volume 0,5 ml, quantité d'acide nécessaire pour le virage de l'indicateur.

• Expression des résultats

$$\text{TA :} \quad \text{még/l}_{\text{TA}} = V / 5 \quad \quad \quad F^{\circ}_{\text{TA}} = V$$

TAC :

$$\text{még/l}_{\text{TAC}} = (V' - 0.5) / 5 \quad \quad \quad F^{\circ}_{\text{TAC}} = V' - 0(31)$$

• Remarque

Si TAC >30°F, faire des dilutions au tiers ou quart.

Éliminer le chlore résiduel libre avec une goutte de thiosulfate de sodium 0,1N.

Les indicateurs colorés peuvent être remplacés par l'utilisation d'un pH-mètre.

Le TAC dans beaucoup d'eaux de pH <8 se confond avec la concentration HCO_3^- (6 < pH <8).

L'analyse des échantillons doit être pratiquée dans les 24 h après prélèvement.

$$\text{mg/l HCO}_3^- = V' \times 61$$

$$(1^{\circ}\text{F} = 10 \text{ mg/l} = 0,2 \text{ még/l}) [31]$$

2.7.2. Paramètres biologiques

2.7.2.1. Conservation et stockage

Après le prélèvement, on conserve les échantillons de l'eau brute et traité avec la solution de lugol (de 0.05 à 1% par volume) puis on les stocke à l'obscurité à une température comprise entre 1 et 5 °C.

Tableau 2.2. Les caractéristiques de fixateur (lugol) [31].

Conservateur	Avantages	Inconvénients
Lugol 1 à 2 gouttes pour 100 ml d'échantillon.	Faibles volume utilisés. Très peu onéreux. Non toxique. Facilite la sédimentation.	Colore toutes les algues et peu prendre les observations difficiles. Ne permet pas le stockage à long terme. Doit être maintenu à l'obscurité.

2.7.2.2. Le microscope inversé

C'est un microscope dont les objectifs se trouvent sous la platine (figure VI-1), les cellules à observer doivent sédimenté et seront observées dans de l'eau échantillonnée fixée. Le comptage se fait sur l'aliquote d'un échantillon pré concentré pendant 15 heures assurant ainsi la sédimentation complète des cellules, monté sur la cellule d'Utermôhl prévu à cet effet. L'observation s'effectue majoritairement à 100x, et à l'occasion à 40x.



Figure 2.5. Microscope inversé

2.7.2.3. Analyse quantitative du peuplement phytoplanctoniques

Les méthodes courantes pour l'analyse quantitative microscopique du phytoplancton découlent de la méthode d'Utermohl et impliquent l'utilisation de chambres de sédimentation et d'un microscope inversé.

- Principe

Un échantillon d'eau est conservé et stocké jusqu'à l'analyse. L'analyse débute par l'homogénéisation de l'échantillon, puis un sous-échantillon est placé dans une chambre de sédimentation. Lorsque les algues ont sédimenté sur le fond de la chambre, le dénombrement est effectué à l'aide d'un microscope inversé.

- Mode opératoire

Les échantillons sont conservés et stockés à faible température jusqu'à l'analyse. Avant de prélever un sous-échantillon, on doit ramener l'échantillon à la température appropriée et l'homogénéiser. Les chambres de sédimentation comprennent une colonne verticale, avec une base. On remplit la colonne avec l'échantillon. S'il s'agit de l'eau brute, on utilise la colonne de 10 ml. Si l'échantillon est une eau traitée, on utilise la colonne de 50 ml (le volume dépend de la densité du phytoplancton). Puis on ferme la chambre avec un couvre-objet en évitant les bulles d'air, et on laisse les échantillons pendant un temps de sédimentation de 24 heures, en évitant la vibration. Il convient que la sédimentation ait lieu à l'obscurité et à une température ambiante constante. Après la sédimentation, on glisse la colonne de la chambre sur le côté et on place un couvre-objet sur la chambre de comptage pour la fermer, en évitant de piéger des bulles d'air. On déplace en douceur la chambre de comptage vers le microscope inversé. On utilise l'objectif x 40 pour déterminer l'abondance totale du phytoplancton (c'est-à-dire le nombre total d'objets algaux). Le comptage de champs du microscope est choisi de manière aléatoire. On compte les algues situées dans la grille de comptage qui possède un quadrillage carré pour délimiter le champ de comptage à l'aide des micromètres oculaires, le nombre de champs que nous avons compté est de 10 champs pour les eaux brutes et traitées.

2.7.2.4. Analyse qualitative du peuplement phytoplanctoniques

- Principe

Pour l'identification et l'étude taxinomique, on a utilisé comme référence des clés portant des listes de taxons.

- Mode opératoire

On met quelques gouttes de l'échantillon sur la chambre de sédimentation puis on la couvre avec une lame et on la dépose sur le microscope inversé. On utilise l'objectif x 40 et on prend

des photographies numériques des taxons observés et on fait l'identification précise en utilisant comme guide des clés d'identification présentées par :

Bourrelly .P (1969) [54].

André Iltis [16].

- Calcul du nombre de cellules trouvées dans l'échantillonnage quantitatif

La méthode de comptage des cellules est une méthode statistique basée sur une répartition au hasard des organismes dans le sédiment, elle consiste en un choix au hasard de surfaces ou champs délimités dans le sédiment par l'image d'une grille montée dans l'oculaire (grille Whipple). Connaissant la surface du champ, la surface de la chambre, le nombre de champs examinés et le volume concentré, un facteur de conversion est calculé pour l'expression du résultat en nombre d'organismes par unité de volume.

$$\text{Nombre de cellules/ml} = \frac{53066 \times 10^4 \times \text{nombre de cellules comptées}}{0.81 \times \text{nombre de champs examinés} \times \text{le volume concentré}}$$

53066×10^4 : Surface de la chambre d'Utermohl (μm^2).

0.81 : Surface de la grille de Whipple (μm^2).

Pour l'eau brute, le volume concentré est de 10ml.

Alors le :

$$\text{Nombre de cellules/ml} = \frac{146\,997 \times \text{nombre de cellules comptées}}{\text{nombre de champs examinés}}$$

Pour l'eau traitée, le volume concentré est de 50 ml.

Donc le :

$$\text{Nombre de cellules/ml} = \frac{29400 \times \text{nombre de cellules comptées}}{\text{nombre de champs examinés}}$$

- Calcule du pourcentage d'élimination des algues

On calcule le pourcentage d'élimination des algues à partir du nombre de cellules/ml trouvées dans l'eau brute et le nombre de cellules/ml trouvées dans l'eau traité. Par conséquent :

$$\text{Nombre de cellules/ml} = 100 - \frac{\text{nombre de cellules/ml trouvé dans l'eau traité} \times 100}{\text{nombre de champs/ml trouvées dans l'eau brute}}$$

CHAPITRE 3

RESULTATS ET DISCUSSIONS

3. Résultats et discussion

3.1. Analyses physicochimiques et hydrobiologiques du Barrages Lakhel (BL) par l'Algérienne des Eaux (ADE) de Bouira (Ain-Bessam)

3.1.1. Résultats Analyses physicochimiques des BL

Les résultats de l'analyse physicochimique de l'eau brute et de l'eau traité par la CC et la CA, le suivi des températures et les résultats de jartest de chaque mois, sont rapportés dans l'annexe A. Ces résultats sont comparés aux Normes de l'OMS (2011) et aux Normes Algériennes (Journal Officiel n°46, 1993) (Annexe A, Tableau A.31) relatives à la qualité des eaux utilisées pour la production de l'eau destinée à la consommation humaine [32].

Dans ce qui suit, nous discutons la variation mensuelle de la température de l'air et de l'eau du Barrage Lakhel.

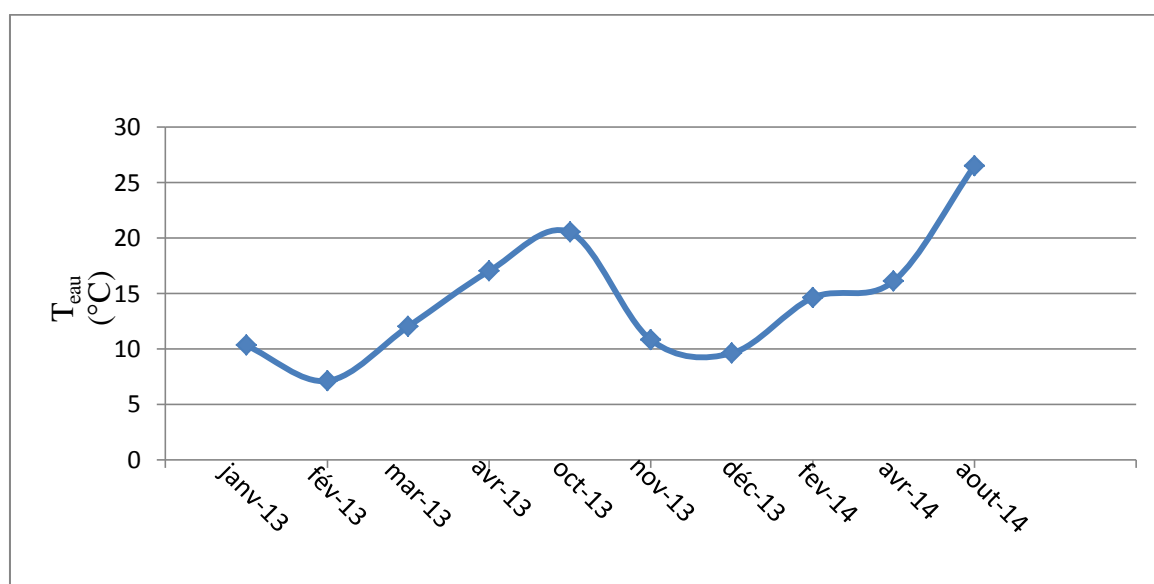


Figure 3.1. Variation mensuelle de la température de l'eau du BL durant 2013 et 2014.

Les variations de la température de l'eau sont étroitement liées à celles de la température de l'air. Elle est élevée pendant l'été 26°C (Figure 3.1), douce au printemps et en automne, et basse pendant l'hiver (pour lequel nous avons enregistré une valeur minimale de 7°C).

La température de l'eau joue un rôle déterminant dans le choix du coagulant. En effet, le chlorure ferrique et le polychlorure d'aluminium sont plus adaptés aux eaux froides que le sulfate d'aluminium (alun) [33]. Il est important de connaître la température de l'eau et ses variations saisonnières, afin de pouvoir optimiser les traitements physicochimiques de l'eau [33].

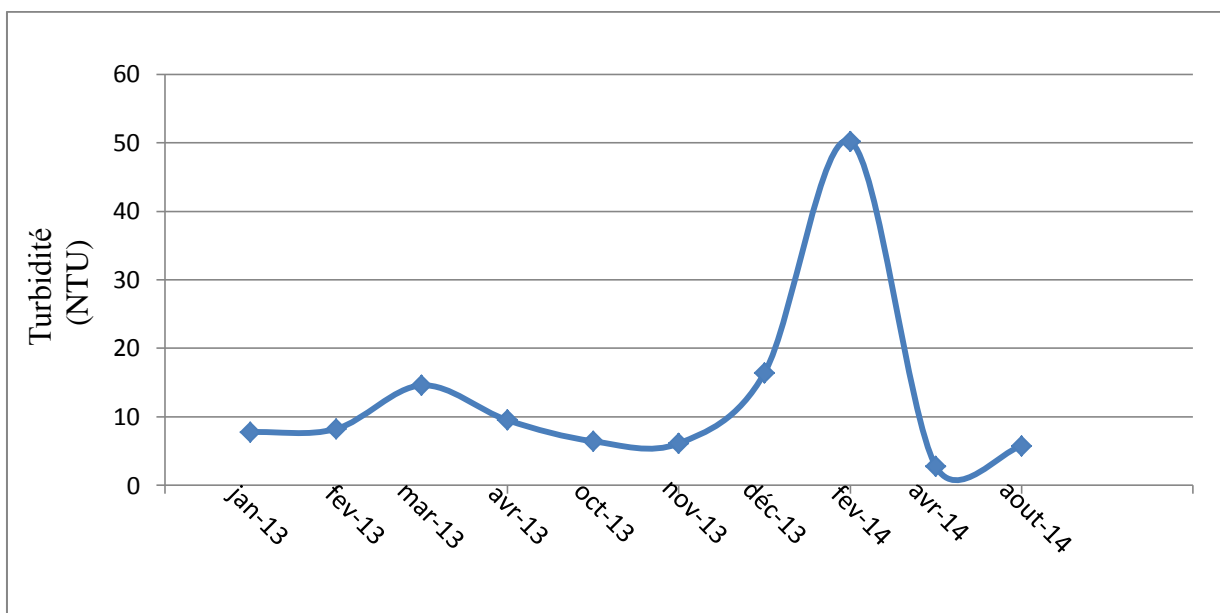


Figure 3.2. Variation mensuelle de la turbidité (NTU) de l'eau du BL.

L'analyse de l'eau du BL montre une forte valeur en turbidité, qui est enregistrée surtout au cours l'hiver (Figure 3.2) ; elle présente des valeurs un peu plus basses pendant l'automne, durant le printemps et l'été. Nous estimons que la forte teneur de la turbidité (50 NTU) présente dans l'eau du BL est à cause des eaux de pluie et de ruissellement.

En fait, dans les eaux de surface, la turbidité peut présenter des variations importantes au fil de temps, ce qui a des conséquences importantes sur le processus de traitement de l'eau potable en particulier la sécurité microbiologique de l'eau potable [34]. L'origine des colloïdes est très diverse : la décomposition de la matière organique (MO), le diversement des eaux résiduaires, urbaines et industrielle, ainsi que les déchets agricoles [35]. Les particules

présentes dans les eaux naturelles sont composées principalement de particules de sol érodé provenant des environs [36].

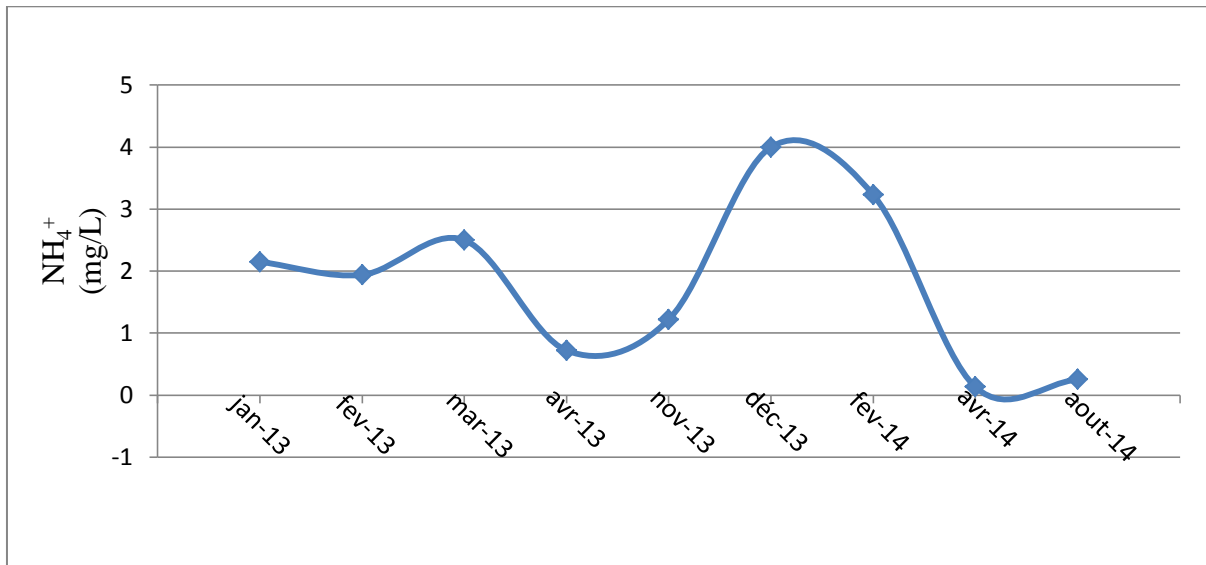


Figure 3.3. Variation mensuelle de l'ammonium (mg/L) des eaux du BL.

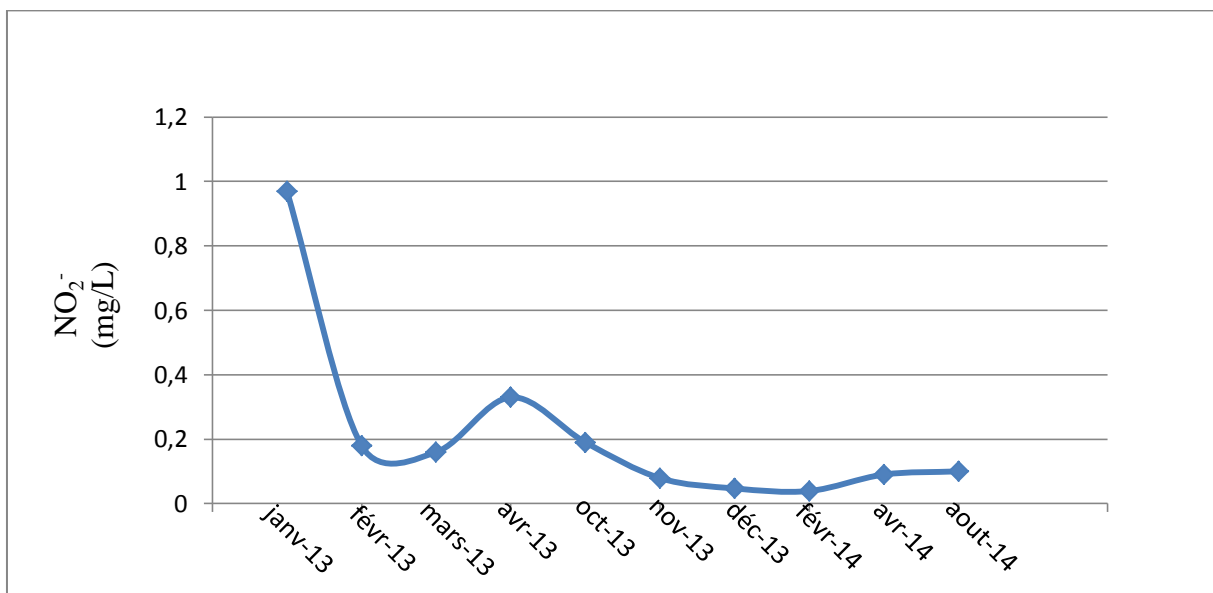


Figure 3.4. Variation mensuelle des nitrites (mg/L) des eaux du BL.

D'après les analyses effectuées, les teneurs maximales de l'ammonium sont enregistrées au cours de l'hiver et les concentrations minimales sont enregistrées durant la période du printemps et l'été (Figure 3.3). La prolifération algale à la surface de l'eau, là où la lumière est abondante, conduit à l'affaiblissement des nutriments au cours de l'été [37].

D'autre part, les concentrations des nitrites relevées sont relativement faibles avec une valeur maximale de 0,97 mg/L et un minimum de 0,039 mg/L (Figure 3.4). Ces faibles valeurs sont dues probablement à leur transformation en nitrates par le processus de nitrification en présence d'une quantité d'oxygène suffisante. Les variations de l'azote sont fortement liées à la présence d'activité anthropique au sein des bassins versants [38]. Les présences des nutriments sont causées par le développement intensif des zones agricoles et urbaines dans le bassin versant. La présence de résidences isolées est un facteur déterminant dans le transport des nutriments vers le milieu aquatique parce que qu'elles ne sont pas raccordées au système de traitement des eaux usées. Par ailleurs, la déforestation et l'érosion agricole favorisent le transfert des nutriments du milieu terrestre vers les milieux aquatiques [37].

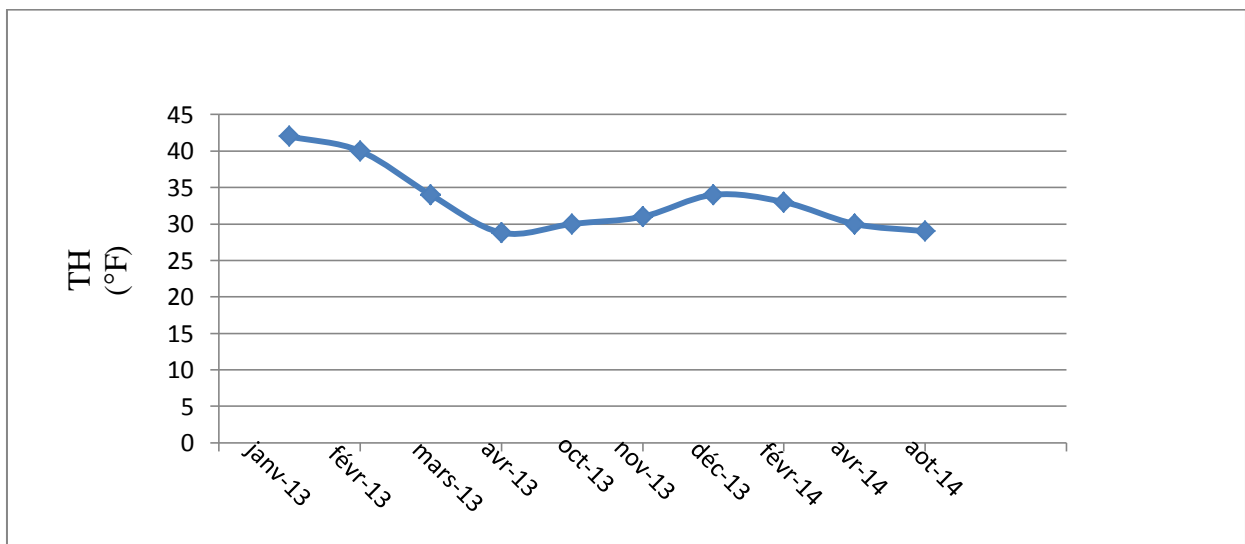


Figure 3.5. Variation mensuelle de la dureté (°F) des eaux du BL.

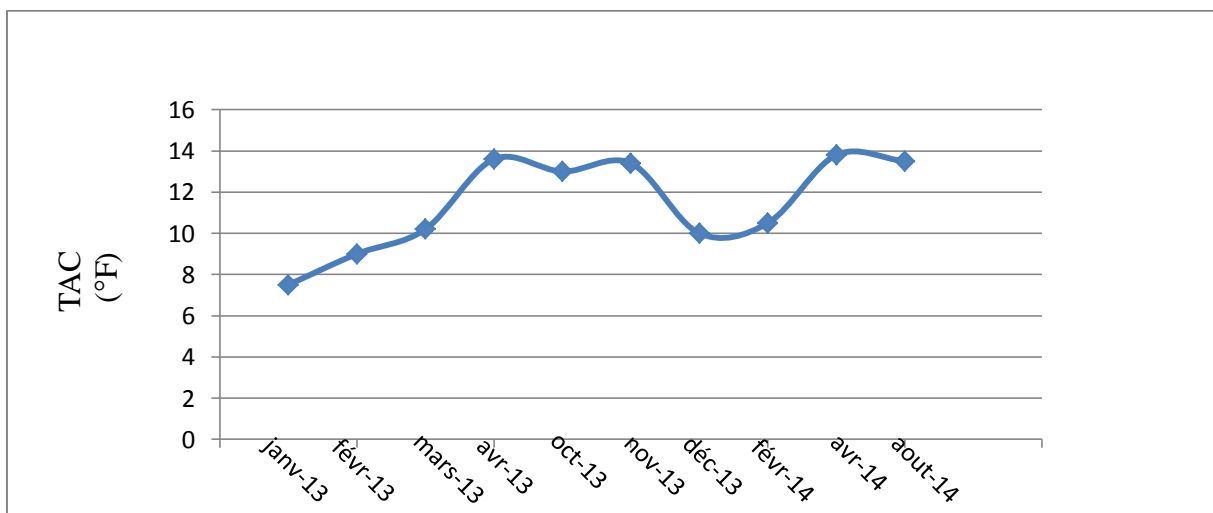


Figure 3.6. Variation mensuelle de l'alcalinité (°F) des eaux du BL.

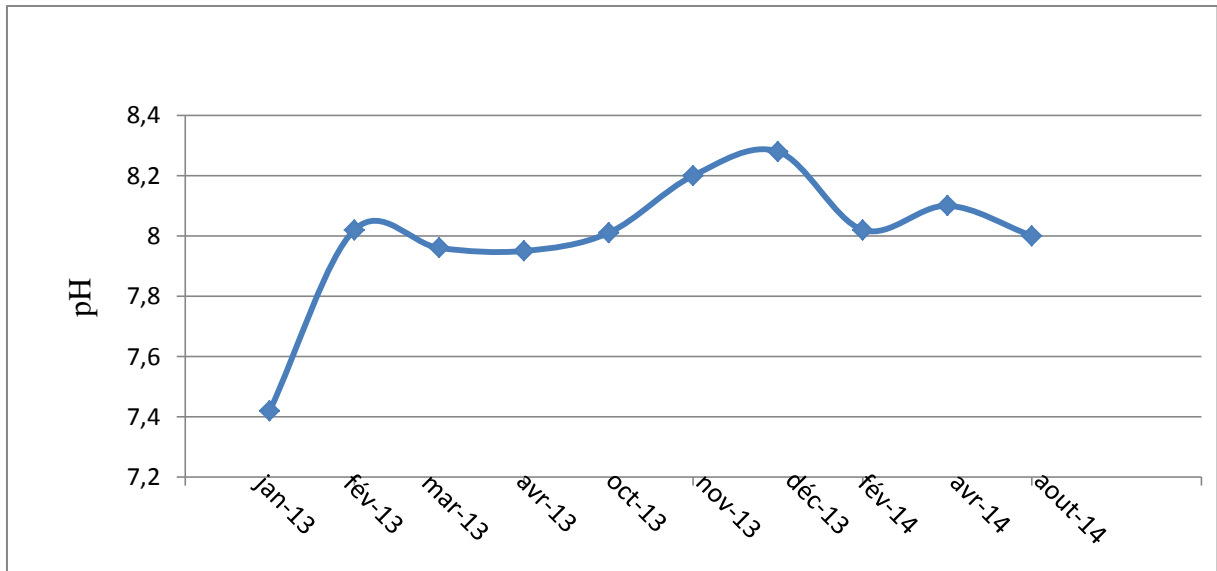


Figure 3.7. Variation mensuelle du pH des eaux du BL.

Les valeurs de la dureté obtenue ne montrent pas une grande variation et ne dépassent pas les normes (Figures 3.5 et 6). D'une façon générale, les valeurs du pH (Figure 3.7) montrent que tous les points d'eau se trouvent dans l'intervalle de la norme de potabilité et varie entre 7.42 et 8.28. Une algue respire et consomme du CO₂ entraînant des variations du pH dans la journée. Ces variations sont plus au moins fortes en fonction de la qualité minérale du milieu [39]. Selon l'OMS (2004), le pH d'une eau potable doit être compris entre 6,5 et 8,5. L'eau du BL présente un pH voisin de la neutralité avec un léger caractère alcalin. L'alcalinité des eaux est liée aux bicarbonates (Figure 4.6) ; donc, l'alcalinité représente la capacité à absorber des ions H⁺ (100).

Le pH est l'un des paramètres qui peut nous renseigner sur les tendances d'évolution de la population algale sans précision ni même spécificité [15]. Les algues synthétisent leur énergie et leur matière nutritive via la photosynthèse. Les réactions photosynthétiques consomment le carbone inorganique (CO₂, HCO₃⁻, CO₃⁻) pour la formation des molécules carbonées organiques. La consommation du carbone inorganique déplace donc l'équilibre calco-carbonique et modifie le pH de l'eau. La photosynthèse a tendance, en effet, à augmenter le pH par consommation de l'acide carbonique [15]. Ainsi donc, l'augmentation du pH de l'eau du BL peut être due à une forte activité photosynthétique.

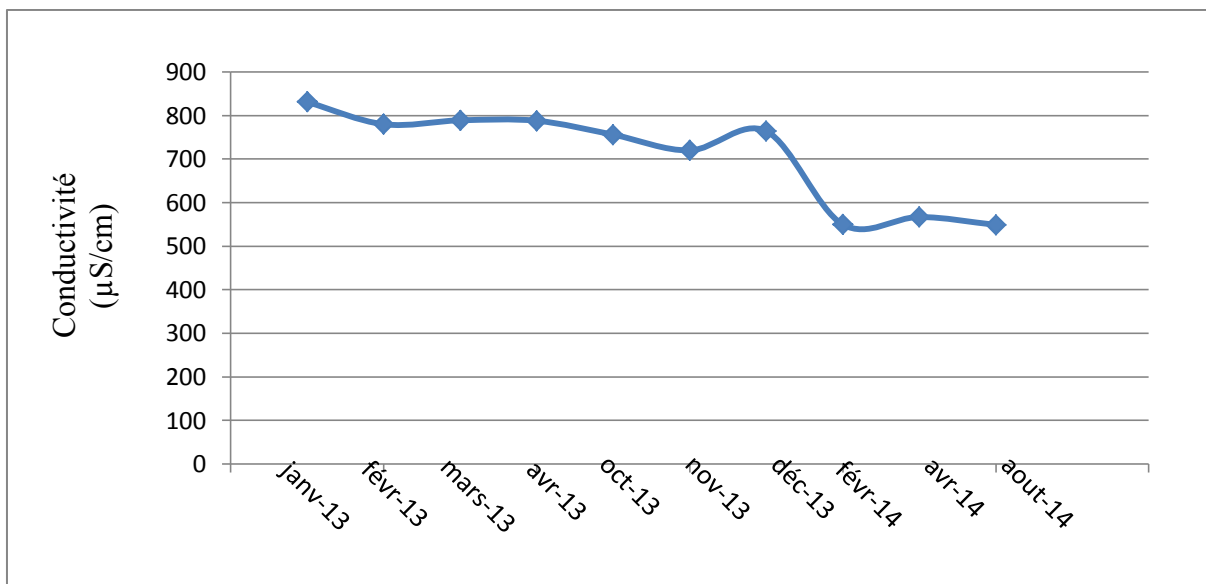


Figure 3.8. Variations mensuelles de la conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$) des eaux du BL.

Les valeurs de la conductivité mesurées au cours de la période d'étude varient entre 549 à 831 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Figure 3.8). Ces variations indiquent que cette eau est peu minéralisée donc relativement douce. Des contrastes de conductivité permettent de mettre en évidence des pollutions, des zones de mélanges ou d'infiltration.

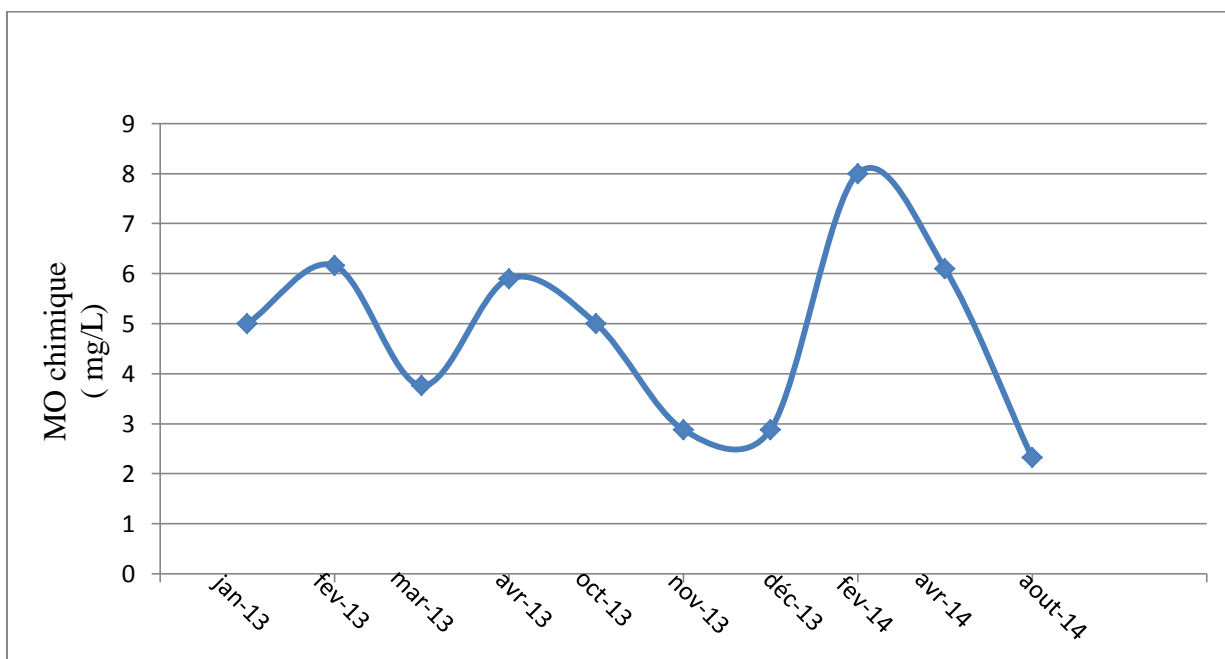


Figure 3.9. Variations mensuelles de la MO chimique (mg/L) des eaux du BL.

Les teneurs enregistrés en MO chimique varient entre 2,32 et 8 mg/L (Figure 3.9). Les valeurs maximales sont enregistrées pendant l'hiver et le début du printemps. Quant aux valeurs

minimales, elles dominent durant la période de l'été et l'automne. La teneur en carbone organique dissous (COD) des eaux naturelles dépend des saisons (Thurman, 1985) [40]. En effet, les valeurs obtenues, durant la période de l'hiver et le début du printemps, dépassent la norme fixée par l'OMS qui doit être inférieure à 5 mg/L. Par exemple, le rendement de production/transformation en trihalométhanes du COD est plus élevé lorsque l'activité biologique du réservoir est élevée [1].

La diminution de la MO observée au niveau du BL, pendant le mois d'Aout, serait due à l'augmentation de la température qui accélère le processus de dégradation de la MO par la flore bactérienne [32].

En fait, les composés organiques dans l'eau proviennent de la décomposition des plantes et des animaux (composés organiques naturels) ainsi que des déchets industriels, municipaux ou de l'agriculture (composés organiques synthétiques). Une absorbance UV spécifique plus petite que 3 mg/L signifie habituellement que l'eau contient surtout de la MO non-humique, alors que des absorbances UV spécifiques entre 4 et 5 mg/L représentent des eaux contenant principalement de la MO humique [1]. Nous remarquons aussi que les valeurs de la turbidité ne donnent aucune indication sur la présence de la MO. Nous avons trouvé des valeurs élevées de la turbidité dans certains prélèvements ; par contre, les valeurs des teneurs en MO ont été faibles.

(Hamaïd et al. 2009) ont montré que la charge organique obtenue dans les eaux du barrage Lakhal par oxydabilité au $Kmno_4$ varie entre 6.3 et 9.5 mg/L [27].

L'étude de (Killali.2011) sur le barrage Lakhal a montré que les valeurs obtenues dépassent la norme fixée par l'OMS qui est inférieure à 5 mg/L.

3.1.2. Résultats du dénombrement algal du BL

Les résultats de l'analyse quantitative et qualitative des MAs de l'eau brute et de l'eau traité par la CC et la CA du Barrage Lakhel sont reportés dans l'annexe B.

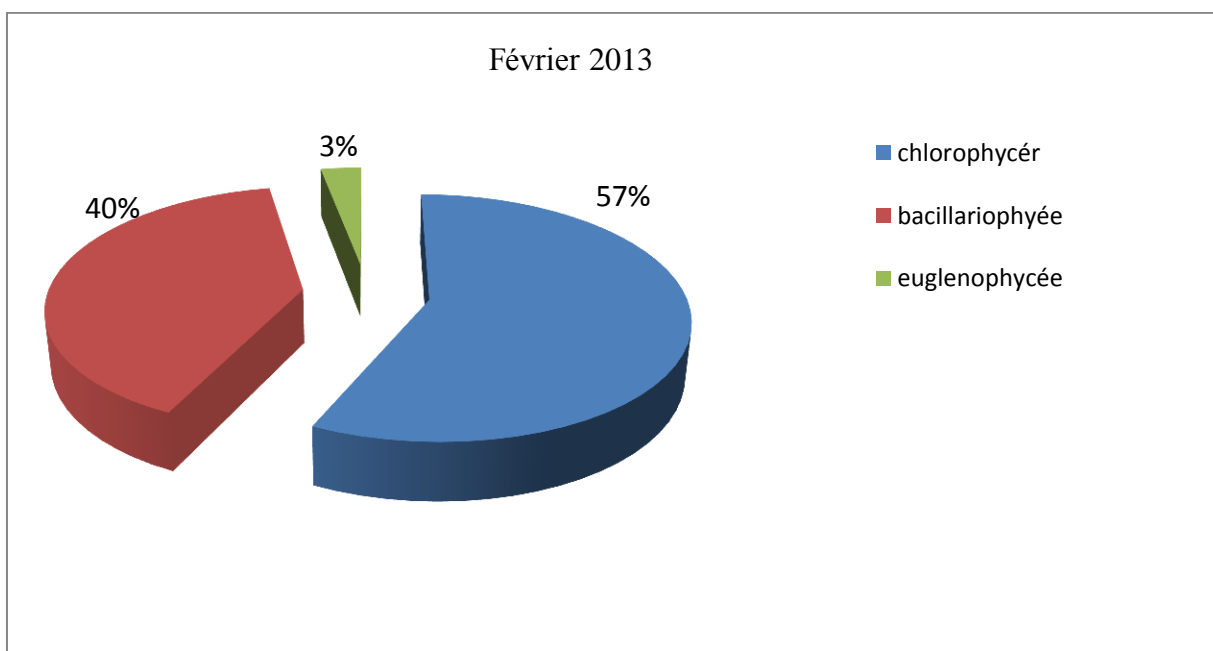
3.1.2.1. Analyse quantitative

Les observations réalisées sur les groupes phytoplanctoniques des eaux de surface du BL, durant la période d'étude, ont montré une nette variation de la densité phytoplanctonique en fonction du temps (Figure 3.10). En effet, l'évolution temporelle de la densité phytoplanctonique laisse apparaître une densité algale importante au printemps, en automne et en été, et une faible densité algale pendant l'hiver. Noehn *et al.* (1984) ont

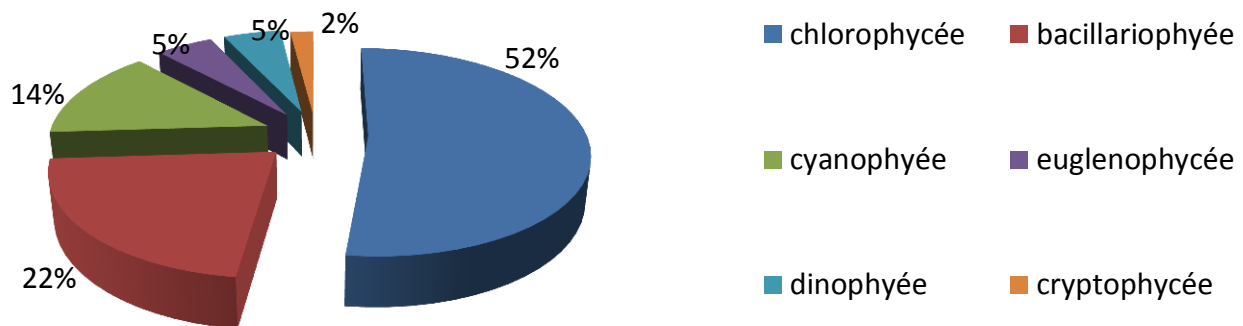
déterminé que les densités de population des algues et des bactéries peuvent aussi subir des variations saisonnières [1]. Le changement d'espèces dominantes des algues est fonction de plusieurs paramètres dont les principaux sont les facteurs nutritifs, comme l'azote et le phosphore, et le vent [39].

En période hivernale, l'ensoleillement est faible et la température de l'eau est basse ce qu'induit à une faible densité algale. La température a une influence directe sur le métabolisme (respiration, photosynthèse) et par conséquent sur le taux de croissance du phytoplancton (Goldman, 1977) [41]. La croissance des algues est limitée par la lumière si la moyenne de l'intensité lumineuse reçue est inférieure à ce qu'exige la saturation de la photosynthèse (Knowlton et Jones, 1996) [41]. La lumière agit par son intensité et par la qualité du spectre (Wynee et Rue, 1986) [41].

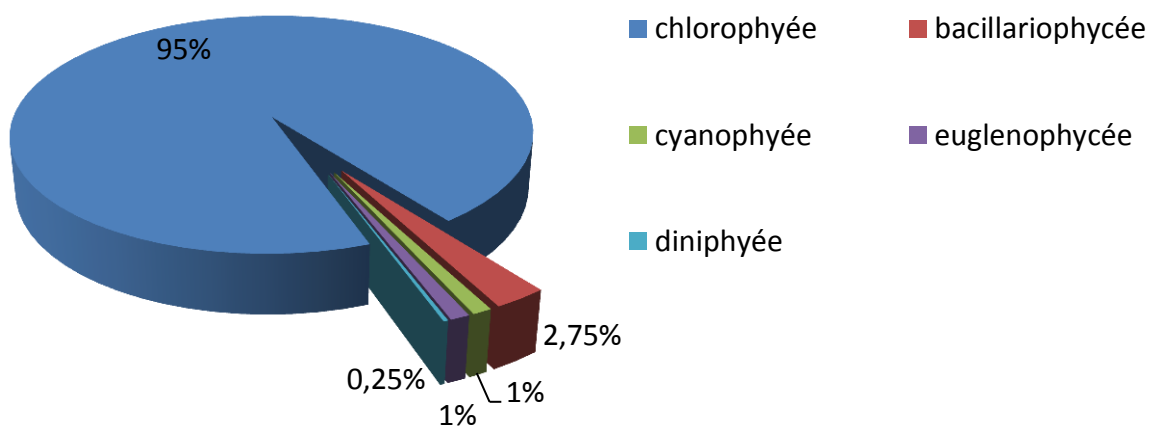
L'analyse quantitative des échantillons de l'eau brute du BL a montré la dominance des chlorophycées et des bacillariophycées par rapport aux autres. Leurs pourcentages ont varié de 51% à 95% et de 2.75% jusqu'à 46%, respectivement. La Figure (3.10) montre la répartition des différentes classes d'algues du BL durant toute la période d'étude.



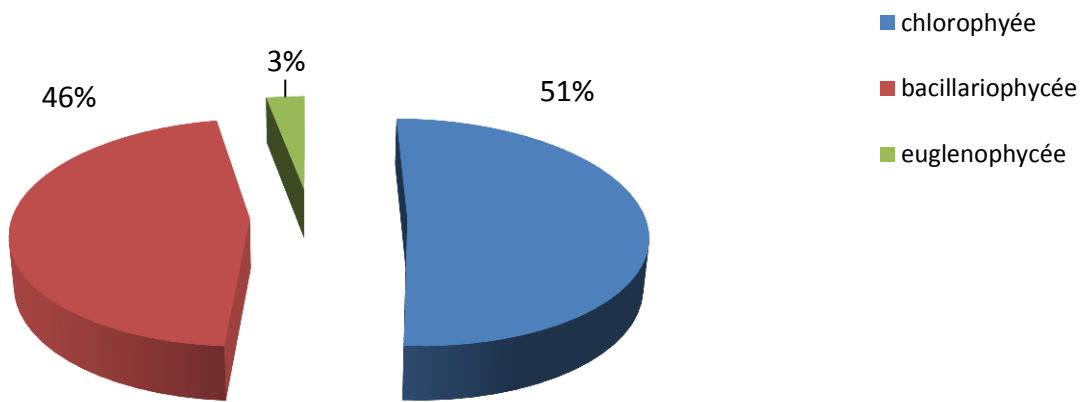
Octobre 2013



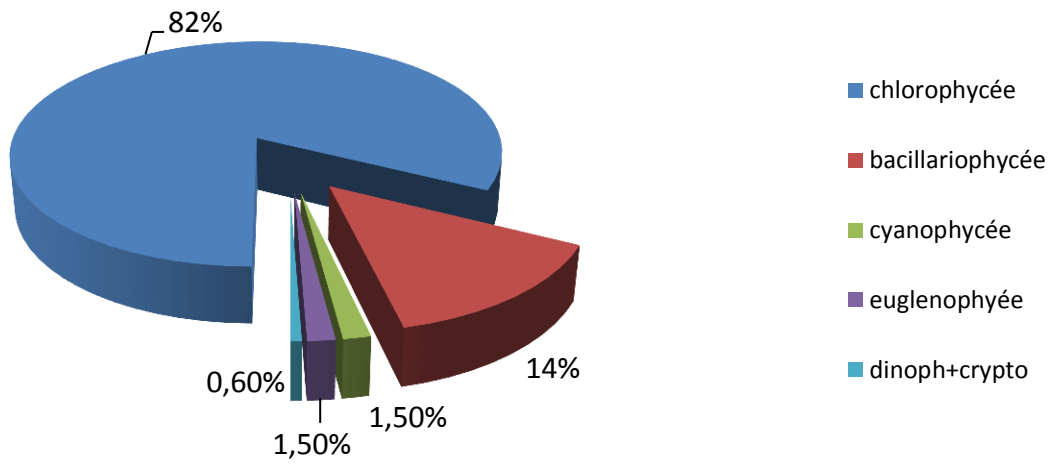
Novembre 2013



Décembre 2013



Février 2014



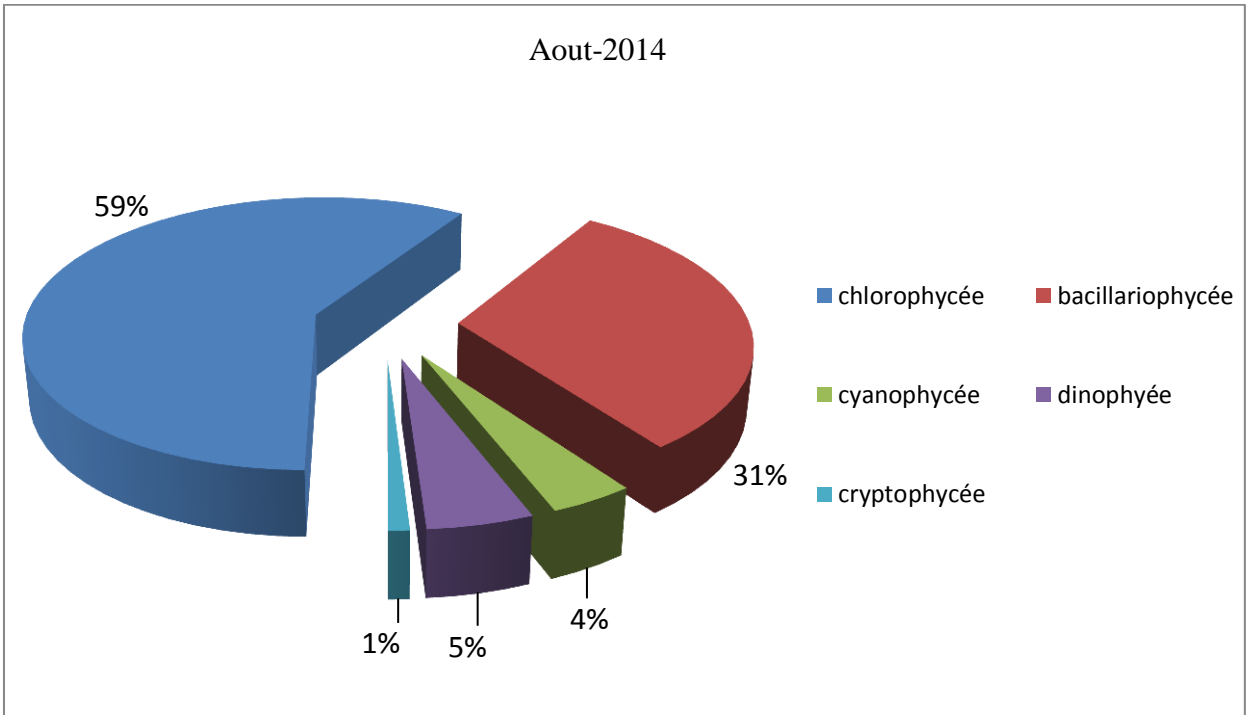
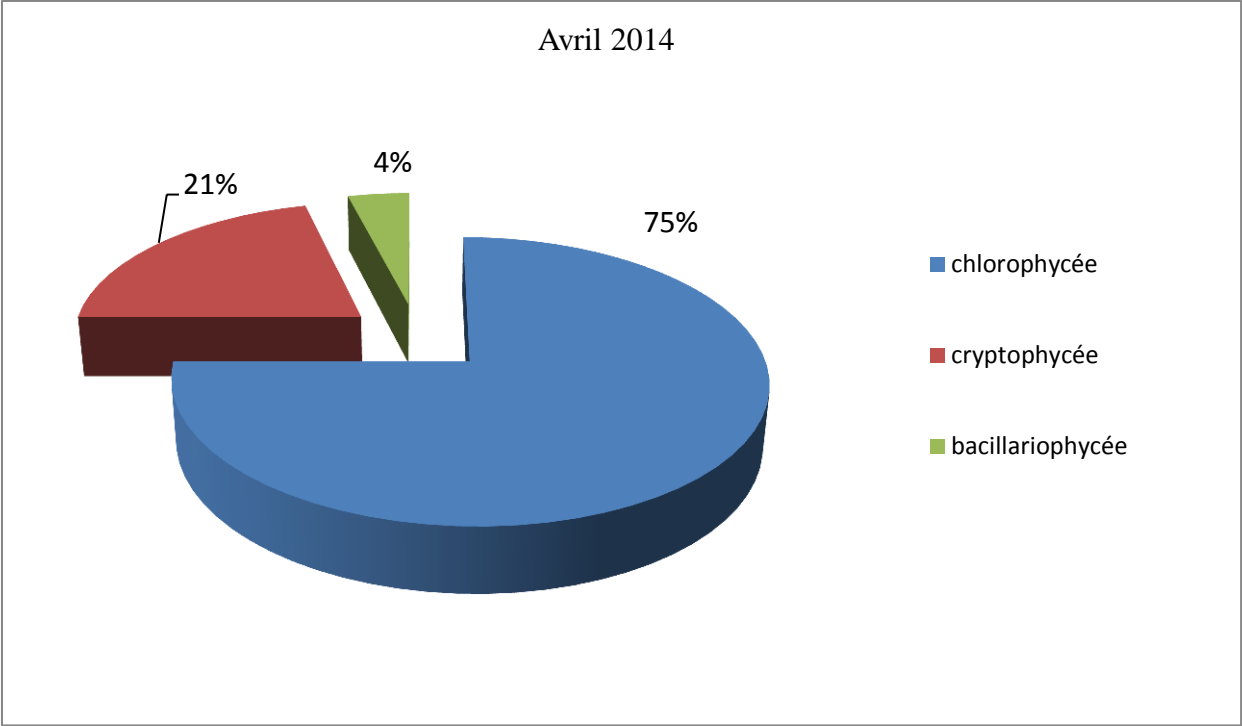


Figure 3.10. Algues répertoriées au niveau du Barrage Lakhel au cours de la période du mois de Février 2013 jusqu'au mois d'Août 2014.

D'une façon générale, il n'existe pas de relation entre la quantité d'algues et la quantité de toxines libérées dans l'eau. Par exemple, une présence importante de toxines peut se produire pour des concentrations en algues de l'ordre de 50 c/ml [42].

La dominance de la classe des chlorophycées et des bacillariophycées est expliquée par leur pouvoir d'adaptation à toutes les conditions du milieu ; comme c'est le cas pour le genre *Cyclotella* qui a été rencontré presque durant tous les mois étudiés.

3.1.2.2. Analyse qualitative

Le suivi de l'évolution phytoplanctonique, pendant les années 2013 et 2014, nous a permis de recenser, dans les eaux de surface du BL, 25 espèces qui se répartissent sur six grandes classes : chlorophycées, bacillariophycées, euglenophycées, cryptophycées, dinophycées et cyanophycées. La classe des chlorophycées est la plus dominante puisqu'elle représente une moyenne de 67% de la microflore identifiée avec 14 espèces (*Ecormis*, *Arcuatus*, *Simplexe*, *Brayanum*, *Microsporum*, *Minimum*, *Depressum*, *Quadricauda*, *Acutum*, *Granatum*, *Parva*, *Cingulum*, *Gelatinosa* et *Acuminatus*). Les bacillariophycées représentent une moyenne de 23% avec 3 espèces (*Cyclotelle*, *Synedra* et *Navicula*), alors que les euglenophycées et les dinophycées sont environ 2% et 1.5%, respectivement. Les cyanophycées et les cryptophycées sont les classes les moins diversifiées avec notamment une seule espèce pour chaque classe appartenant au genre *Microcystis* et *Cryptomonas*, respectivement. Elles ne constituent, donc, que 3% et 3,5%, respectivement, de l'ensemble de la microflore identifiée.

L'étude phytoplanctonique de (Aouabed et al. 2006) sur les eaux de barrage Lakhel a montré une présence de six classes phytoplanctoniques (chlorophycées, bacillariophycées, euglenophycées, cryptophycées, dinophycées et cyanophycées.) avec 38 espèces, dont principalement les chlorophycées et les diatomophycées. La classe des chlorophycées, la mieux représentée, se manifeste par la présence de 22 espèces formant 57.9% de la microflore identifiée. Les diatomées représentent environ 15.8% [58].

3.2. Evolution du taux d'élimination des paramètres physicochimiques (turbidité, MO) par la coagulation classique (CC).

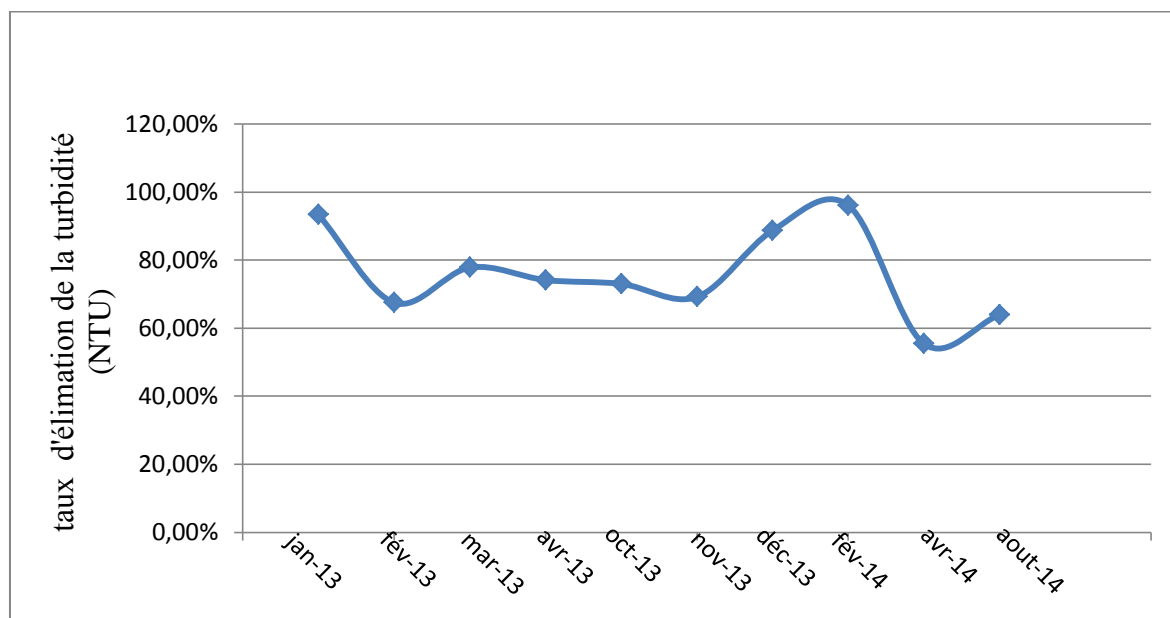


Figure 3.11. Variation mensuelle du taux d'élimination de la turbidité des eaux du BL par la CC.

D'après la Figure 3.11, nous remarquons que le taux d'élimination de la turbidité par la CC varie durant toute la période d'étude et la consommation du coagulant augmente proportionnellement avec l'augmentation de la turbidité. Dans une certaine plage de turbidité, l'augmentation de la concentration en particules colloïdales doit être suivie d'une augmentation de la dose du coagulant [6].

Nous remarquons aussi que les valeurs maximales du taux d'élimination de la turbidité sont enregistrées pendant les mois d'hiver. Dans le cas de forte pluie, l'augmentation des matières en suspension favorise une meilleure décantation [6]. La couleur réelle de l'eau est obtenue après élimination totale de la turbidité [34].

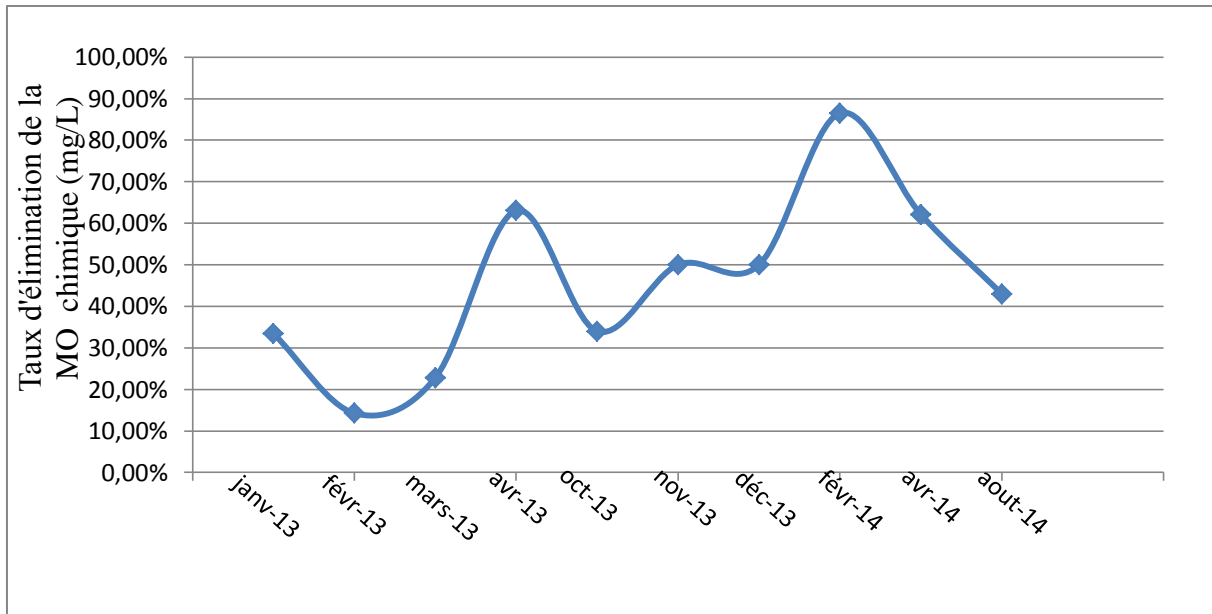


Figure 3.12. Variation mensuelle du taux d'élimination de la MO chimique des eaux du BL par la CC.

D'après les résultats expérimentaux obtenus, la plupart des valeurs du taux d'élimination de la MO chimique par la CC durant toute la période d'étude varient entre 33.47% et 63.05%, respectivement. La composition, les propriétés et le traitement de la MO peuvent varier avec l'endroit et le temps [11]. Dans un traitement conventionnel, seule la fraction coagulable de la MO est enlevée, ce qui représente généralement de 40% à 60% de la MO (exprimé en Carbone organique total) tout dépendant de la nature des composés organiques [43]. La MO extracellulaire (MOE, libérée par les MAs) peut influencer la chimie de la surface extérieure des particules minérales, semblables à la MO, qui inhibent la formation des floccs [44].

La présence de la MO affecte considérablement la chimie de la coagulation. Sharp *et al.* (2006) ont étudié comment la fraction de la MO influe sur la performance de la coagulation. Ils ont constaté que l'élimination de la fraction hydrophile non adsorbée était moins favorable par la CC. Ceci attribue à une densité de charge négligeable [11]. Sharp *et al.* (2006) ont démontré que les fractions hydrophobes semblent être critiques en déterminant les propriétés résultantes de charge du système de coagulant-MO et par conséquent la dose du coagulant qui vient par la suite. Il a été démontré que la coagulation enlève préférentiellement la fraction humique et les molécules plus lourdes de la MO (Karsner *et al.* 1995) [1]. Les acides humiques ont généralement une densité de charge basse donc ont besoin d'une dose de coagulant basse pour provoquer leur déstabilisation [45]. Dans études (Krasner et Any, 1995), ont constaté qu'il y a une élimination préférentielle de la MON aromatique [46].

D'après les Figures 3.11 et 12, nous remarquons que le taux élevé d'élimination de la turbidité pour certains prélèvements ne correspond pas au même taux d'élimination pour la MO. Donc, nous pouvons dire que le taux d'élimination de la turbidité ne donne pas une véritable indication sur le taux d'élimination de la MO. Les conditions optimales pour l'élimination de la turbidité ne sont pas toujours les mêmes pour l'élimination de la MON (Gao *et al.*, 2005) [47].

3.3. Evolution du taux d'élimination des micro-algues (MA) par la CC

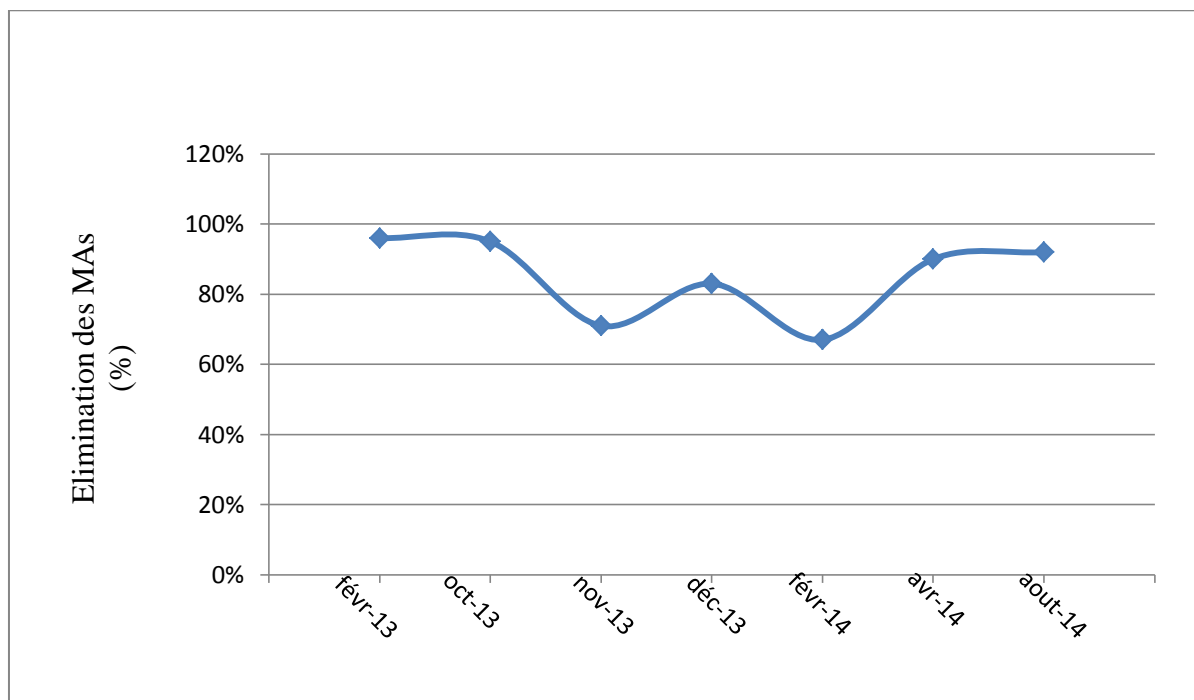


Figure 3.13. Variation mensuelle du taux d'élimination des MAs des eaux du BL par la CC.

D'après la Figure 3.13, nous remarquons que le taux d'élimination des algues durant toute la période d'étude par la CC varie entre 67% et 96%. Les pourcentages et les performances d'élimination des algues sont très variables et dépendent de l'espèce considérée et de la population algale toute entière [15]. La coagulation est affectée par les changements des diverses caractéristiques d'algues (Edzwald and Wingler, 1990) [44]. La forme, la taille, la densité et la composition de la surface influent sur l'efficacité de l'étape de coagulation (Oskam, 1995) [2].

Dans un phylum particulier, les espèces peuvent varier de manière significative en termes de leur morphologie et d'autres fonctionnalités importantes comprenant la composition et la

quantité de la MOE. Ceci suggère qu'un processus de traitement de l'eau puisse bien pouvoir enlever avec succès un certain nombre d'espèces des phyla particuliers, tandis qu'elles luttent avec un autre [44]. Des chercheurs (Ma *et al.*, 2007) expliquent l'effet de la structure de la population algale sur la traitabilité des algues sur une filière de traitement de l'eau potable. Il en ressort que la diversité de la population algale influence l'abattement des algues sur la filière. D'une façon générale, pour une diversité algale supérieure, le taux d'abattement final sera meilleur. Cela s'explique par des interactions lors du processus de coagulation/floculation entre les algues de différentes tailles et de différentes morphologies [15]. Les flocs d'algues étaient beaucoup plus faibles et ont eu besoin de cinq fois la période de floculation comparés avec les flocs de MO et l'argile [11].

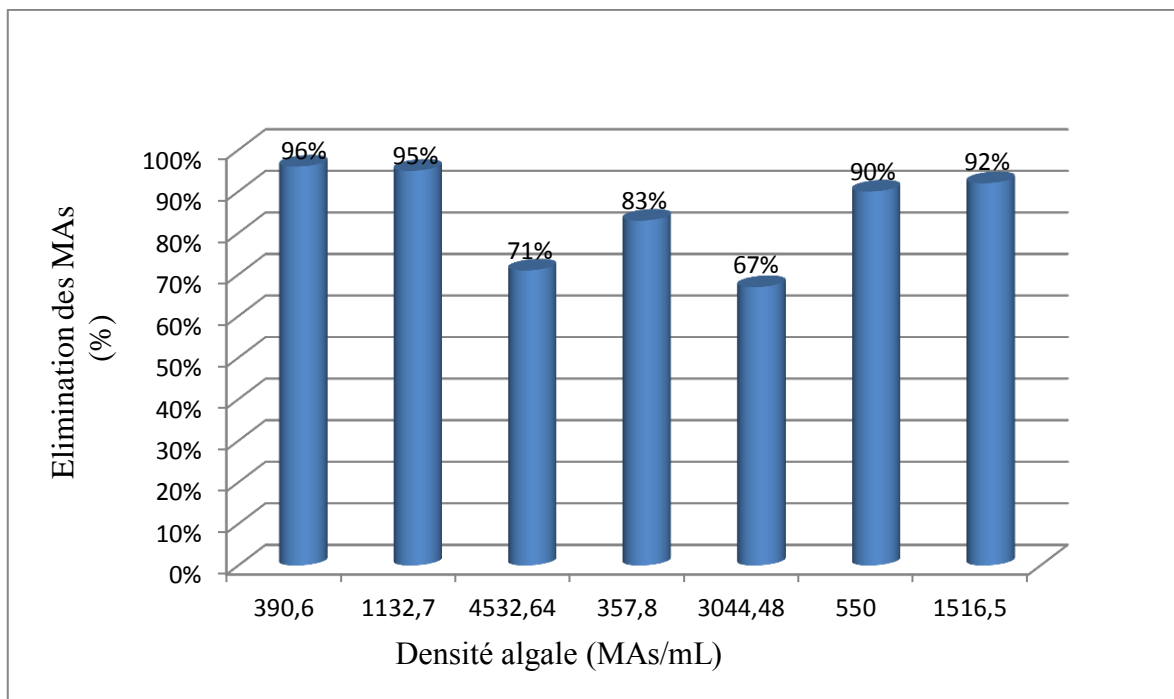


Figure 3.14. Variation de l'élimination des MAs en fonction de la densité algale de l'eau du BL.

D'après la Figure 3.14, nous remarquons que plus la concentration initiale des algues présentes dans l'eau brute est élevée, plus le taux d'élimination des algues par la CC devient moins important. Les blooms d'algues saisonniers peuvent considérablement augmenter les populations sur des calendriers relativement rapides et par conséquent l'efficacité du traitement de l'eau peut être altérée. Ceci a eu comme résultat la présence des algues dans l'eau traitée. Par exemple, dans la région d'Anglican en Angleterre, un bloom de

cyanobactéries de 400 cellules/mL de *Microcystis* n'a pas pu être traité. Ceci a provoqué un arrêt de l'installation du traitement pendant huit semaines [44]. Plus le nombre des cyanobactéries croît et plus le nombre de charges de surfaces à neutraliser est important. Par exemple, en appliquant 4.8 mg/L d'alun à une concentration initiale d'*Anabaena circinalis* de 10^4 et 5.10^4 cellules/mL, Velzboer *et al.* (1995) obtiennent un rendement épuratoire de 81% et 57%, respectivement [22].

3.4. Comparaison entre les variations mensuelles du taux d'élimination des paramètres physicochimiques et les MAs par la CC et CA »

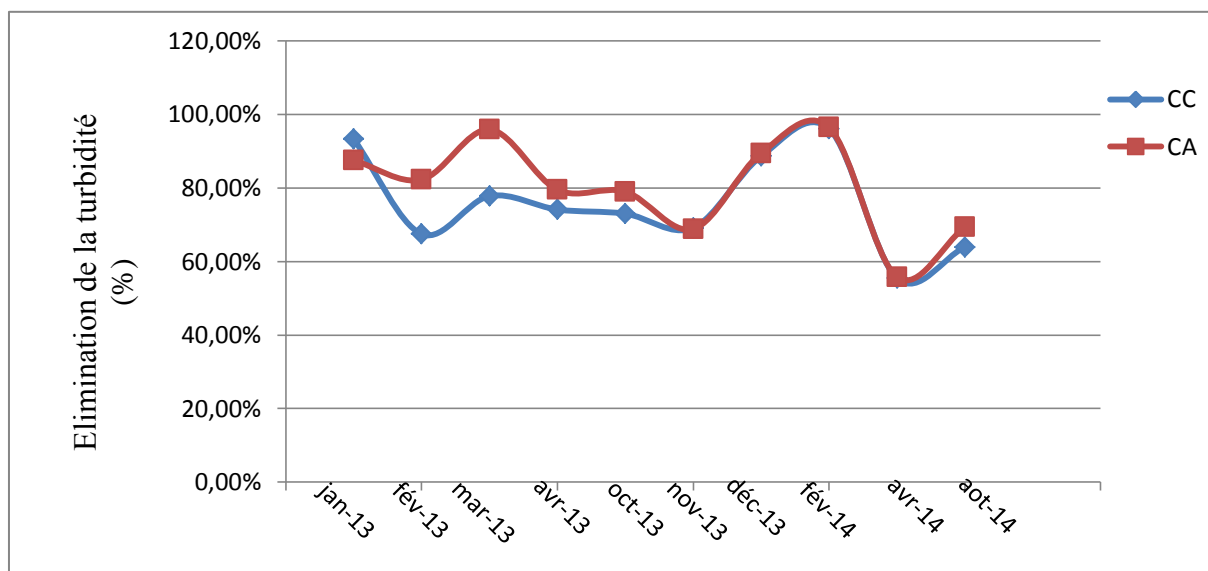


Figure 3.15. Comparaison du taux d'élimination de la turbidité des eaux du BL entre la CC et CA.

D'après la Figure 3.15, nous remarquons que le taux d'élimination de la turbidité varie durant toute la période d'étude avec des valeurs qui oscillent entre 55.7% et 96%. Les résultats d'analyses ont montré que la coagulation améliorée (CA) a permis d'augmenter le taux d'élimination de la turbidité et diminue la consommation du coagulant dans la plupart des prélèvements.

L'élimination de la turbidité par la CA (pH= 6) pour les mois de Février et Mars 2013 a été plus importante de 15% et 18% par rapport à la CC (pH de l'eau brute) avec un taux de réduction de coagulant de 25% et 14%, respectivement.

La matière particulaire (MO, inorganique et microorganismes) peut protéger les bactéries et les virus contre les effets de la désinfection. Dans le cas des particules organiques, une

diminution de la turbidité de 5 à 1 NTU a eu pour effet de réduire d'environ cinq fois la concentration d'organismes résistants au désinfectant [34]. Lechevallier *et al.*(1981) ont étudié l'efficacité de la chloration contre les coliformes dans des approvisionnements en eau de surface non filtrée. Un modèle dérivé a permis de prévoir qu'un accroissement de la turbidité de 1 à 10 NTU se traduit par une dose de chlore constante et par une désinfection huit fois moindre [34].

(Killali,2011) a montré que la comparaison entre la coagulation classique et la coagulation améliorée est mieux observée durant le mois de Mars, l'élimination de la turbidité par coagulation classique a été d'un taux avoisinant les 67,4% contrairement à 74,05% d'élimination par coagulation améliorée à une valeur du pH de 6.5 et une dose optimale du coagulant de 35mg/L[57].

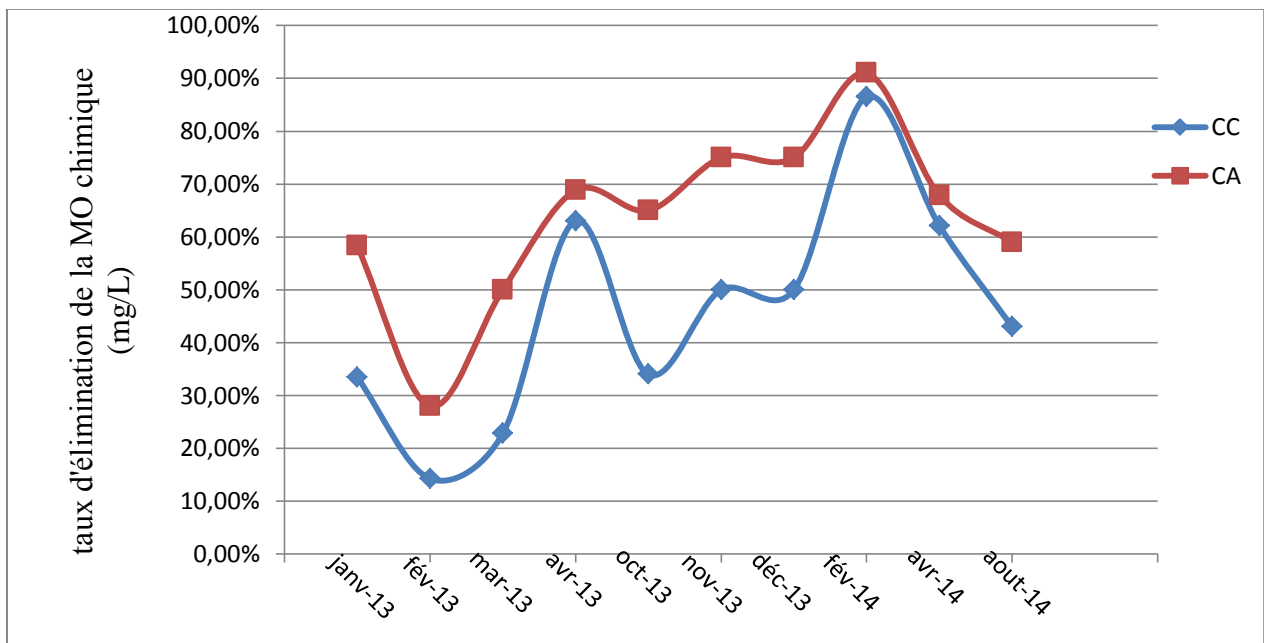


Figure 3.16. Comparaison entre les variations mensuelles du taux d'élimination de la MO chimique des eaux du BL par la CC et CA.

La Figure 3.16 montre que le taux d'élimination de la MO chimique par la CA pendant toute la période d'étude a subi des variations entre 28% et 91%. L'élimination de la MO par la CA dépend du type et du dosage de coagulant, du pH de la coagulation, et de la nature de la MO [47].

Le taux d'élimination de la MO par la CA (pH ajusté à 6) a été mieux que la CC (pH de l'eau brute = 8) avec une réduction de la consommation du coagulant. Pour les mois de Mars, Novembre et Décembre 2013, la CA conduisait à une élimination additionnelle de 27,2% ; 25% et 25%, respectivement, avec un taux de réduction du coagulant a été de 14% ; 20% et 14%, respectivement. Une réduction de la concentration des MO avant la désinfection diminue la formation des sous-produits de la désinfection [1]. Les MO peuvent aussi diminuer l'action du désinfectant en s'attachant à la surface des microorganismes et faisant obstacle aux attaques du désinfectant. Le chlore est un désinfectant efficace seulement lorsqu'il entre en contact direct avec les microorganismes nuisibles [1].

Les résultats d'une étude de Hoff (1978) portant sur l'efficacité de la désinfection contre les virus et les coliformes des eaux usées en fonction de turbidité variant entre 1 et 5 NTU indiquent que les virus et les coliformes adsorbés par la MO ont mieux résisté à la désinfection que ceux qui ont été adsorbés par la matière inorganique comme l'argile et le phosphate d'aluminium [34]. Le pH de la coagulation est un facteur déterminant pour l'élimination maximale de la MO et l'élimination précurseur de SPDs. Une meilleure élimination a été relevée au pH 5,5 qu'au pH de l'eau brute. Ils ont conclu que le pré-ajustement du pH de la coagulation à 5.5 a réduit la dose optimale d coagulant [47].

Eric M Vrijenhoek et al.(1998), Ont montré que l'élimination de précurseurs de THM par la coagulation améliorée était plus efficace à pH=5.5 qu'à pH ambiant. Des dosages plus élevés étaient nécessaires pour réaliser une élimination acceptable des précurseurs de THM qui était nécessaire pour l'élimination des particules [53].

Qin *et al.* (2006) ont étudié l'élimination de la MON par la CA aux usines hydrauliques à Singapour. Ils ont utilisé le jar test à différentes valeurs de pH et de coagulant (alun). Les conditions optimales ont été observées à pH 5,2 et à une dose d'alun de 5 mg/L. Sous ces conditions optimales, l'élimination de la turbidité et du COD a été de 97% et 45%, respectivement. Le taux d'élimination du COD obtenu avec la CC à pH 7,2 était 35%. Ils ont conclu que le contrôle du pH de la coagulation était critique pour l'élimination de la MON dans le traitement de l'eau de réservoir [11].

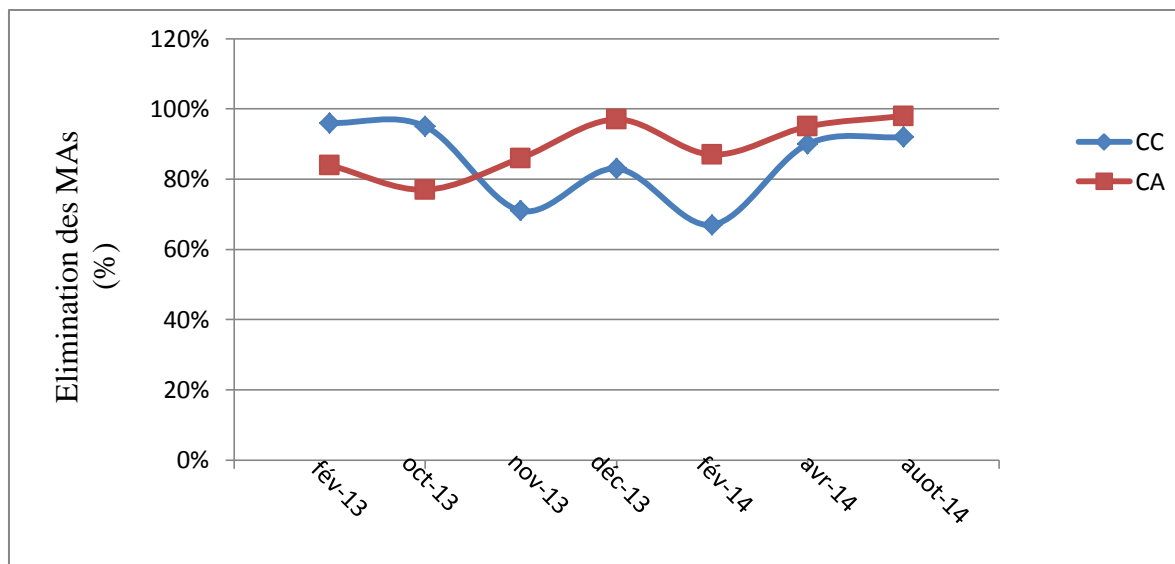


Figure 3.17. Comparaison entre les variations mensuelles du taux d'élimination des MAs des eaux du BL par la CC et CA.

La Figure 3.17 montre que le taux d'élimination des MAs par la CA varie au cours de la période d'étude. La CA a permis une meilleure élimination des MAs dans la plupart des prélèvements, sauf les mois de Février et Octobre de l'année 2013.

Comparée aux pratiques de traitement conventionnelles de la coagulation de base, la CA conduisait à une élimination additionnelle de 15%, 14% et 20% pour les mois de Février, Décembre 2013 et Février 2014, respectivement, avec une réduction de coagulant de 25%, 14% et 14%, respectivement. Il est recommandé de n'appliquer les oxydants (généralement utilisés en désinfection) qu'après élimination des algues cellulaires, pour éviter de casser les cellules et relarguer des composés intracellulaires. Les sous-produits formés n'étant pas tous identifiés. Les saxitoxines et les modularines sont altérés par le chlore. Pour ces toxines, aucun sous-produit n'a été identifié, mais le mélange chloré ne montre pas une toxicité aiguë. Au contraire, le fait que l'anatoxine-a a une réaction cinétique très lente suggère que cette toxine résiste à la chloration [52].

Pour le mois de Février 2013, le taux d'élimination des MAs par la CA a été moins performant que la CC. Ceci peut être dû à l'effet de la température qui a été basse (7°C). Une basse température affecte processus de coagulation et floculation en agissant sur solubilité de coagulant, augmentant viscosité d'eau, et retardant la cinétique de réactions d'hydrolyse et floculation de particules[56]. Pour l'alun, le pH optimum de coagulation, correspondant à la solubilité minimum de l'hydroxyde d'aluminium, augmente quand la température diminue :

6.3 à 25°C et 6.8 à 4°C. Les pH de la coagulation doivent donc être corrigés en fonction de la température de l'eau traitée [33].

En ce qui concerne le mois d'Octobre 2013, où la CC a été plus performante que la CA, ceci peut être dû à la nature des composés qui dominent dans l'eau. Henderson *et al.* (2006) ont étudié les caractéristiques et les propriétés extérieures des floccs de trois systèmes communs : MON, algue et argile. Ils ont démontré que les difficultés surgissent quand la coagulation n'est pas optimisée pour la substance/particule dominante. La densité de charge et la surface spécifique étaient des paramètres importants en ce qui concerne la demande en coagulant pour la neutralisation de charge de chacun des trois systèmes. La MOE des algues a affecté la demande en coagulant à un point où elle pourrait dominer le procédé de coagulation [11].

(Killali, 2011) a montré que la comparaison entre les deux procédés appliqués concernant l'élimination des microalgues des eaux du Barrage Ghrib, permet de conclure que le meilleur traitement est celui obtenu par l'acidification du milieu en ajoutant les deux acides (coagulation améliorée).

Ils ont obtenus des taux de 100% d'élimination à un pH variant de 6-6,5 et cela durant le mois de Février jusqu'au mois de Mai [57].

Bernhardt et Glasen (1994) ont démontré qu'au pH 5 l'inversion de charge a été réalisée avec 7 mg/L de Al et les cellules ont commencé à former les agrégats distinctifs. Ils ont suggéré que l'agrégation s'est produite par l'interaction de complexe hydroxyde d'aluminium cationique avec la surface d'algue, selon le principe d'adsorption avec la neutralisation de charge [44]. Ils ont démontré que l'impact des caractéristiques de certaines algues rend l'élimination par le mécanisme de neutralisation de charge impraticable [44]. L'élimination par neutralisation de charge peut être obtenue si la cellule d'algue est sphérique (Bernhardt et Glasen, 1991 ; Piéterse et Groot, 1997) [44].

L'élimination des cellules de *M. aeruginosa* par le processus conventionnel avec l'alun a été faite. L'utilisation du jar test a indiqué que toutes les cellules ont été enlevées sans dommages à l'intégrité des membranes. Ainsi, le traitement chimique et l'action mécanique n'ont pas endommagé les cellules cultivées de *M. aeruginosa*. Pour les expériences faites sur une installation pilote, qui se sont composées d'une coagulation/floculation - sédimentation – et filtration, la plupart des cellules ont été enlevées intactes et aucun microcystis additionnel n'a été trouvé dans l'eau traitée [48].

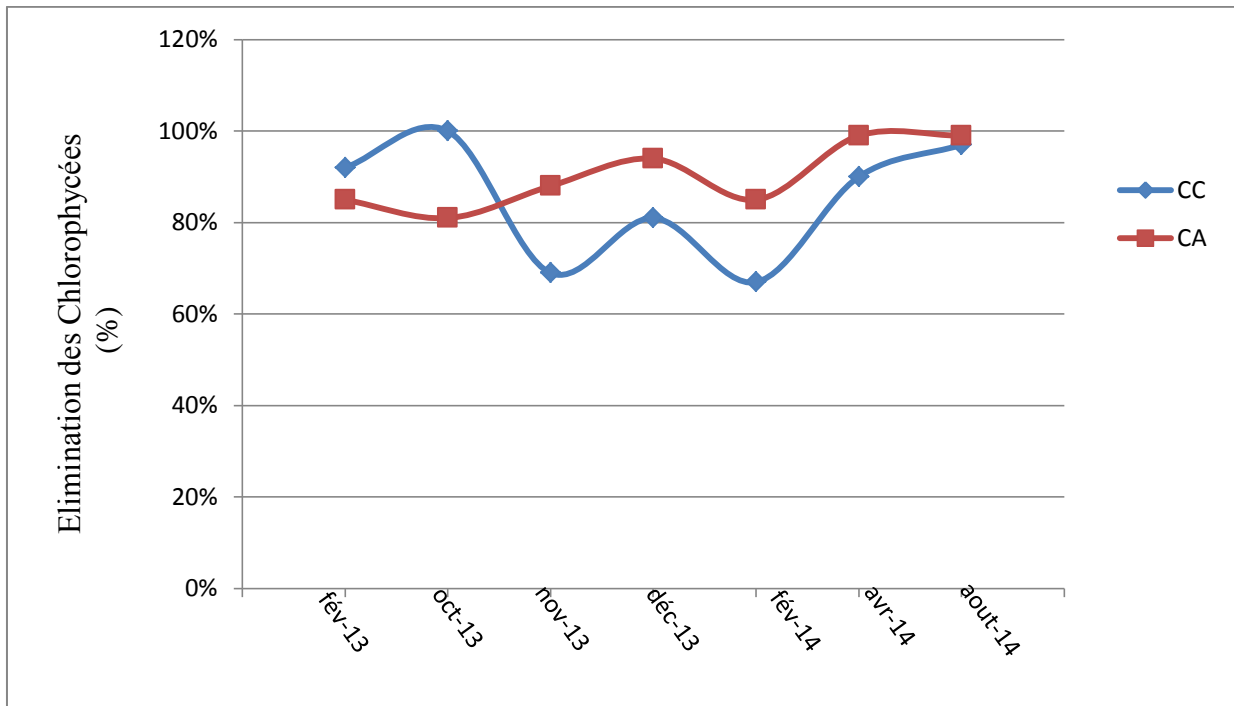


Figure 3.18. Comparaison entre les variations mensuelles du taux d'élimination des chlorophycées des eaux du BL par la CC et CA.

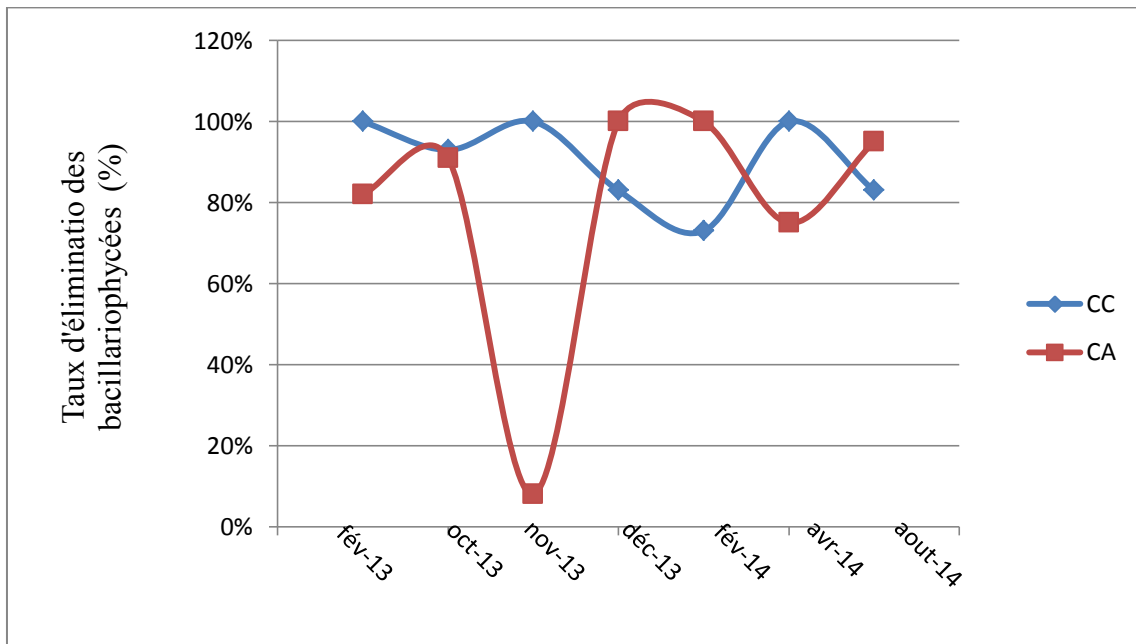


Figure 3.19. Comparaison entre les variations mensuelles du taux d'élimination des bacillariophycées des eaux du BL par la CC et CA.

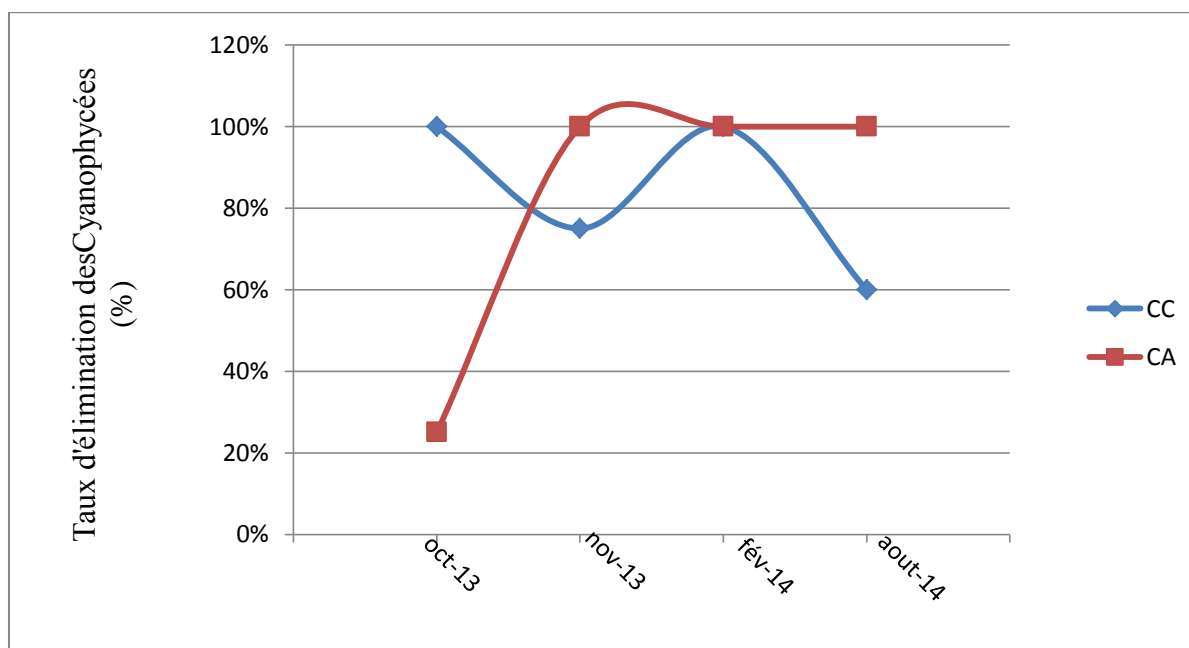


Figure 3.20. Comparaison entre les variations mensuelles du taux d'élimination des cyanophycées des eaux du BL par la CC et CA.

D'après les Figures 3.18, 19 et 20, nous remarquons que la CC élimine les différentes classes d'algues (chlorophycées, bacillariophycées et cyanophycées) présentes dans l'eau brute avec un taux qui varie entre 60% et 100%. L'élimination des euglenophycées, dinophycées et cryptophycées par les deux procédés était efficace. Le taux d'élimination de différentes classes d'algues présentes dans l'eau brute (chlorophycées, bacillariophycées et cyanophycées) par la CA a été plus grand pour la majorité des prélèvements que la CC.

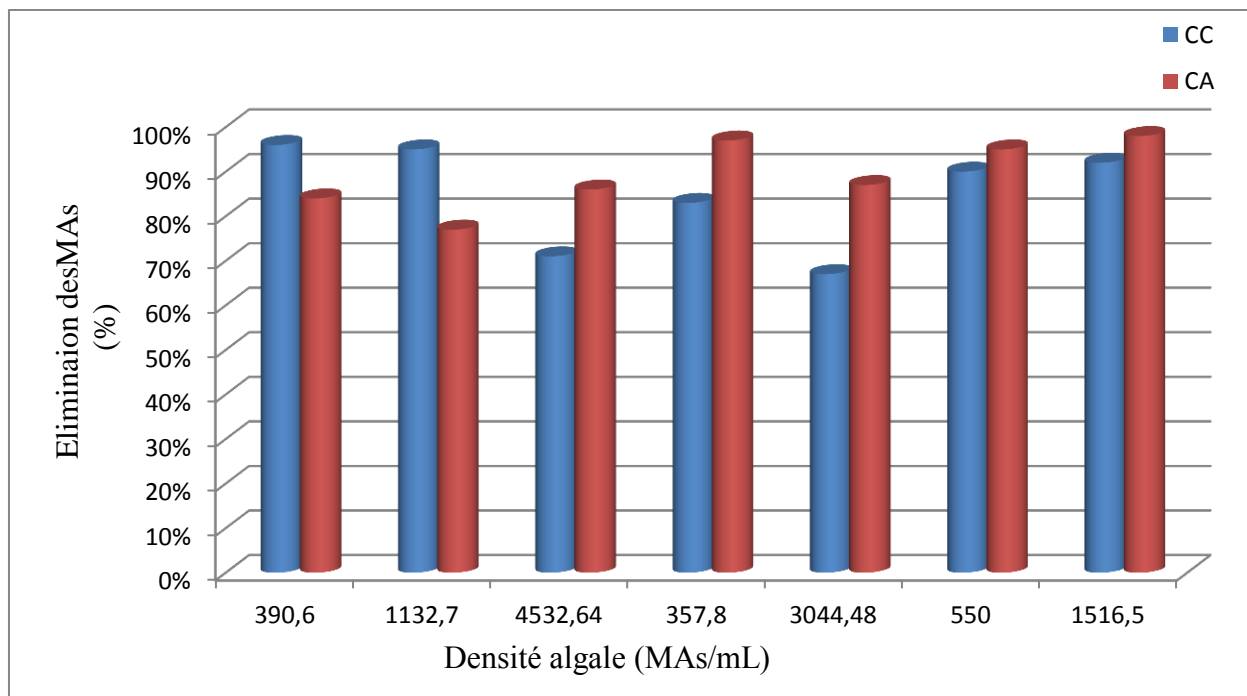


Figure 3.21. Comparaison entre les variations mensuelles du taux d'élimination des MAs en fonction de la densité algale de l'eau du BL par la CC et CA.

La Figure 3.21 montre que la densité algale influe sur le taux d'élimination des MAs par la CC ; par contre, elle n'a pas une grande influence sur le processus de CA. Pour les mois de Novembre 2013 et Février 2014, où la densité algale a été à son maximum (4532,7 et 3044,48 MAs/mL), la CA conduisait à une élimination additionnelle de 15% et 20% avec une réduction de 20% et 14% de la consommation du coagulant, respectivement (Figure 3.21).

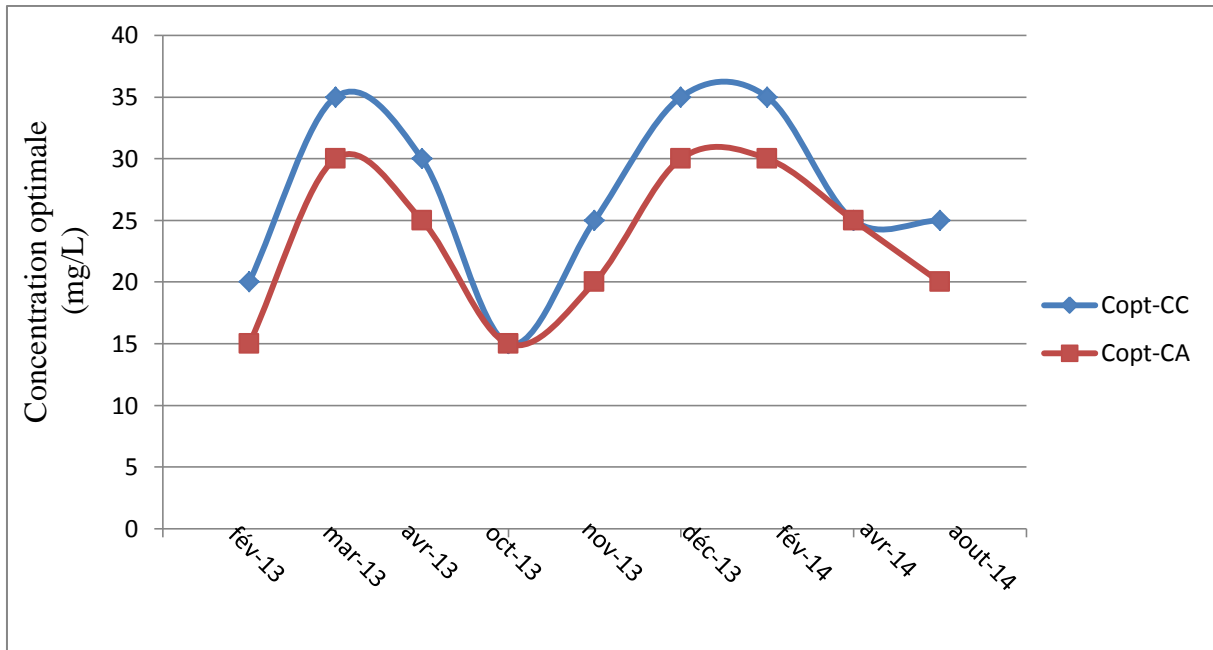


Figure 3.22. Comparaison entre les variations mensuelles de la concentration optimale du coagulant par la CC et CA.

Nous remarquons que la consommation du coagulant varie durant toute la période. Les valeurs maximales sont enregistrées durant la période hivernale où la turbidité est élevée. L'augmentation de la concentration en particules doit être suivie d'une augmentation de la dose de coagulant [6]. Les algues produisent et libèrent des polysaccharides qui augmentent la demande en coagulant [24]. La CA (ajustement de pH qui est égal à 6) conduisait à une consommation moindre pour la plupart des prélèvements.

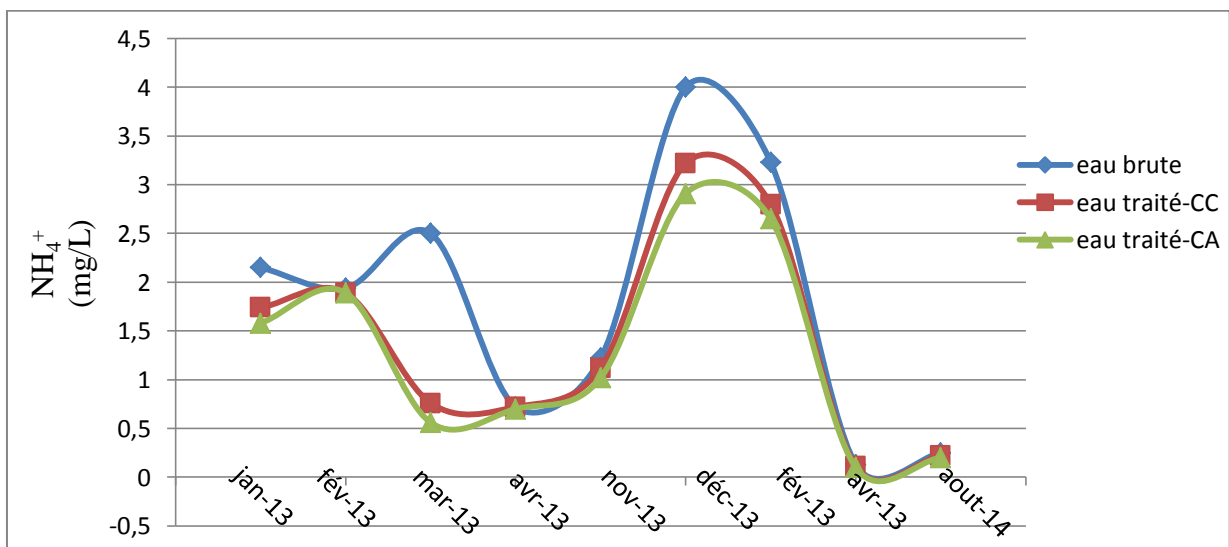


Figure 3.23. Comparaison entre les variations mensuelles de la concentration d'ammonium présent dans l'eau brute, et l'eau traitée par la CC et CA.

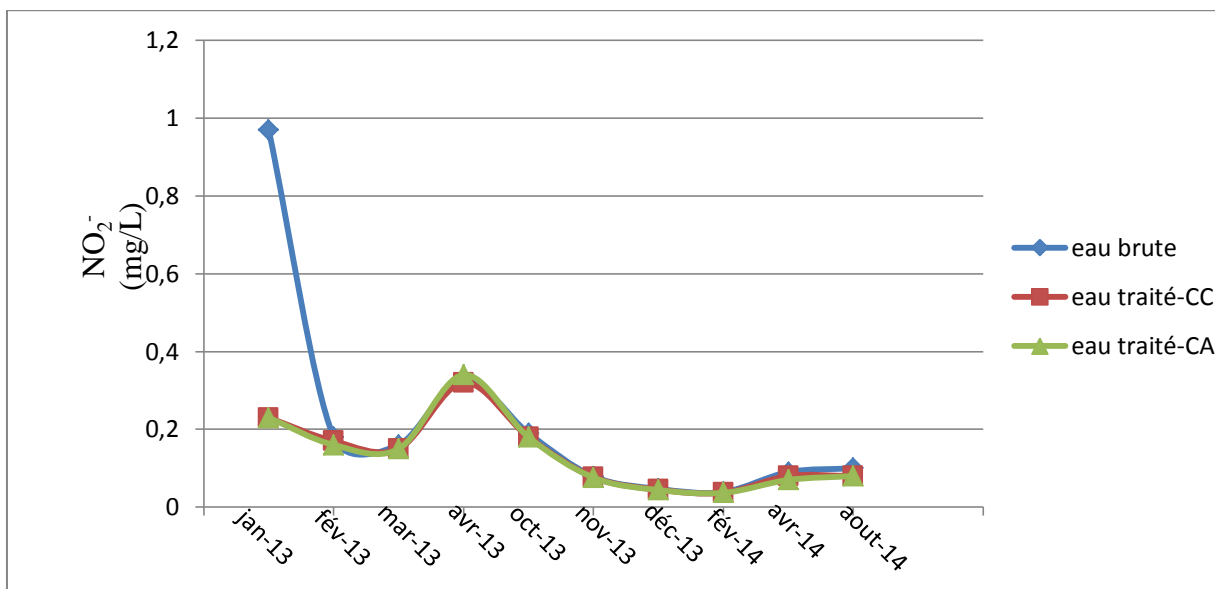


Figure 3.24. Comparaison entre les variations mensuelles de la concentration des nitrites présents dans l'eau brute, et l'eau traitée par la CC et CA.

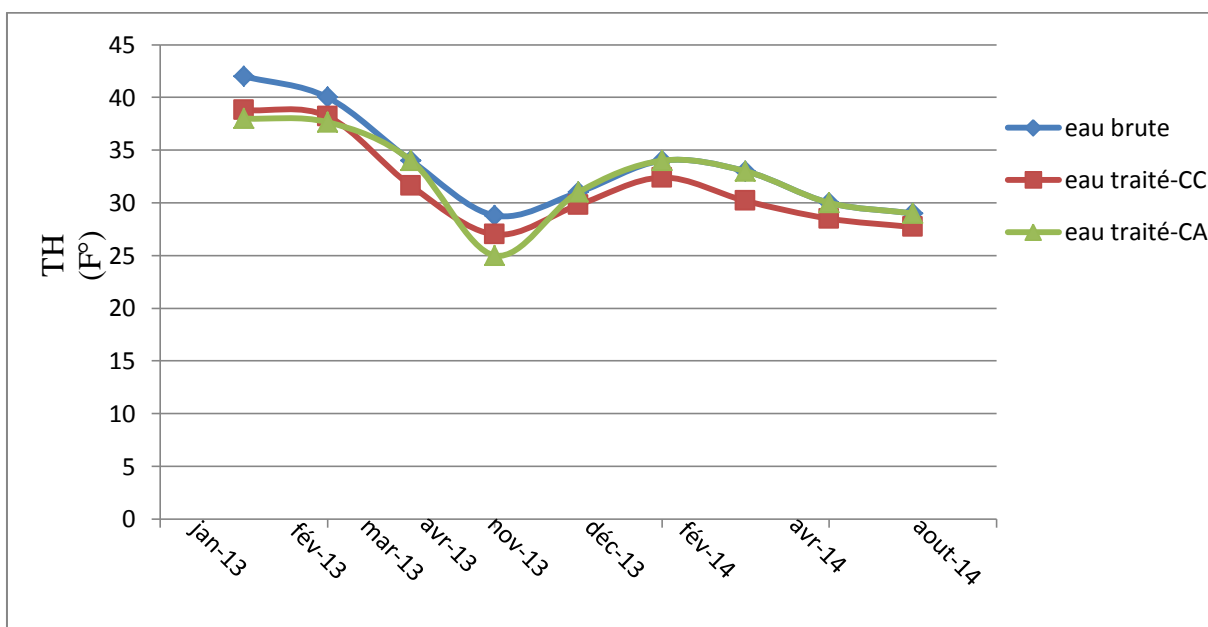


Figure 3.25. Comparaison entre les variations mensuelles de la dureté de l'eau brute, et l'eau traitée par la CC et CA.

D'après les Figures 3.23, 24 et 25, nous pouvons conclure que la CA n'a pas un effet remarquable sur l'élimination des NH_4^+ , de la dureté et des NO_2^- .

3.5. Discussion générale

Dans la coagulation, il est important de travailler à une gamme de pH où le coagulant a une solubilité minimale [49]. La solubilité de l'alun varie grandement et abruptement avec un changement de pH (U.S Filter,1991) [1]. Des valeurs de pH inférieures sont exigées, dans le cas de l'élimination de la MON (Duan et Gregory 2002) [49]. La solubilité minimale pour l'Al est de 1 μM et se produit à un pH qui est égale à 6 (Duan et Gregory 2003) [49]. Il est également important de noter que quand le coagulant est ajouté à l'eau brute, les caractéristiques de cette eau peuvent changer la solubilité d'Al [49].

Pour le mécanisme de la coagulation, il y a une stœchiométrie qui dépend du pH, entre la dose d'Al exigée pour la coagulation et la concentration de la MON ou COD [50]. L'hydrolyse d'Al se produit *in situ* presque instantanément de sorte que les espèces d'Al chargées positivement disponibles pour la réaction avec la MON soient dépendentes du pH [50]. Les espèces positives sont présentées pour neutraliser la charge négative des particules contenues dans l'eau [49].

La charge moyenne sur les espèces d'hydrolyse d'Al à pH = 5.5 est environ de +1.5 ($\text{Al}(\text{OH})_{1.5}^{+1.5}$). Elle diminue jusqu'à +0.5 ($\text{Al}(\text{OH})_{2.5}^{+0.5}$) à pH = 6.5. Au-dessus de pH = 7, la fraction des espèces d'hydrolyse d'Al chargées positivement est basse et diminue avec l'augmentation de la température. Par exemple, à pH 6,5, 1 mg/L d'Al soluble fournirait environ 18 $\mu\text{eq/L}$ de charge positive. A ce pH, la charge négative de l'AF (acide fulvique) est un peu plus moins de 10 $\mu\text{eq/L}$ indiquant 9 $\mu\text{eq/L}$ par unité de concentration en carbone. Ceci rapporte une stœchiométrie théorique pour la coagulation d'environ 0,5 mg Al/mg C. Les stœchiométries observées dépendant du pH grimant jusqu'à 1 mg Al/mg C à pH = 7. Les données stœchiométriques empiriques sont dans l'accord approximatif (Edzwald and Van Benschoten, 1993 Edzwald, 1993) [50].

A des valeurs du pH inférieur (pH=5), le niveau de la protonation organique augmente de ce fait la demande en coagulant diminue (Gray 1989, Dennett 1990, Dennett et al.1996) [10]. Les espèces de coagulation sont chargées plus positivement à pH inférieur (pH=5). Par conséquent, l'adsorption devient plus favorable et la dose de coagulant optimale diminue. Dans les conditions de pH faible, il est probable que le mécanisme de la neutralisation de charge et la co-précipitation par adsorption sont améliorés (Crozes *et al.*, 1995) [10]. Cette

analyse illustre pourquoi la coagulation à pH faible de l'alun peut être faite aux dosages inférieurs qu'à pH élevé, et pourquoi la coagulation à pH au-dessus de 7 est difficile et coûteuse, particulièrement avec la température élevée [10].

CONCLUSION ET PERSPECTIVES

Dans cette étude, nous avons déterminé les paramètres physicochimiques et hydrobiologiques des eaux du BL utilisées en agriculture ainsi pour la production d'eau potable en vue d'évaluer les impacts sur le traitement et les risques sanitaires.

Les résultats obtenus indiquent qu'aussi bien la qualité physicochimique des eaux du BL ne réponde pas toujours aux critères en vigueur. De ce qui précède, nous avons constaté que le BL est plus chargé en MAs, avec une diversité très importante de communautés algales.

Au cours de cette étude, des variations en élimination de turbidité, MO chimique et communauté algale ont été démontrées. Ces variations peuvent être attribuées aux conditions expérimentales de la coagulation et la composition d'eau brute.

Ce travail montre l'efficacité du traitement des eaux du BL par le procédé de la CA vis-à-vis de la coagulation/floculation de la chaîne de traitement classique. En effet, des réductions très importantes des MAs, MO chimique et de la turbidité ont été démontrées à travers les expériences réalisées au niveau du Laboratoire.

En perspective, des études ultérieures devraient permettre une approche plus précise des interactions existantes entre le compartiment phytoplancton et les niveaux adjacents du réseau trophique et l'impact des paramètres physicochimiques. L'évolution rapide des communautés planctoniques en réponse aux changements environnementaux renforce l'intérêt de leur suivi écologique en raison de l'importance de nos barrages du point de vue de leurs usages vitaux et pluriels.

Un réseau de biosurveillance doit être mis pour éviter tout risque sanitaire. En fait, il serait utile de poursuivre ce travail pour dénombrer les parasites et les virus qui sont très résistants surtout aux procédés classiques de traitement de l'eau. Ainsi donc, si l'on souhaite à la fois réduire la densité phytoplanctonique et éliminer les cyanobactéries pour améliorer la qualité de l'eau traitée il faut lutter contre l'eutrophisation en diminuant les apports globaux en nutriments (phosphore et azote).

D'autre part, des perspectives envisagées, pour le futur, se pencheront principalement sur le devenir de ces micro-algues après leur élimination de l'eau, ces perspectives reposent principalement sur des projets qui voient le jour un peu partout dans le monde mais surtout aux Etats-Unis et même en France.

APPENDICE A

RESULTATS DES ANALYSES PHYSICO-CHIMIQUES

1. Les résultats d'analyse des paramètres physico-chimiques de l'eau brute et de l'eau traitée par la coagulation classique et améliorée de 14-01-2013.

Tableau A.1 : Données physico-chimiques des eaux de barrage Lekhal

Conductivité (µs/cm)	Température (C ⁰)	pH	TDS (mg/l)	Salinité (‰)	NH ₄ ⁺ (mg/l)	NO ₂ ⁻ (mg/l)
787	10.30	8.35	393	0.4	2.15	0.97
MO(mg/l)	TA(F ⁰)	TAC(F ⁰)	TAC(F ⁰)	TH(F ⁰)	TCa ₂ ⁺ (F ⁰)	TMg ₂ ⁺ (F ⁰)
4.99	0	7.5	42	42	16.8	25.20

1.2. Les résultats d'analyse de l'eau traité par la coagulation classique (pH ambiant=8.35) et améliorée (pH ajusté = 6.20).

Tableau A.2 : Les résultats de jartest à pH ambiant (pH=8.35) (la concentration optimale du coagulant et de polyelectrolyte).

	Dose optimal pour le sulfate d'aluminium				Dose optimale de polyelectrolyte			
	10	15	20	25	0.025	0.05	0.075	0.10
Dose (mg/l)	10	15	20	25	0.025	0.05	0.075	0.10
Turbidité (NTU)	1.15	0.82	0.52	0.43	1.63	1.19	1.82	1.76
Conductivité (µs/cm)	795	795	793	798	802	801	797	797
Température (C ⁰)	11.4	11.3	11.4	11.4	11.10	11.3	11.4	11.5
pH	8.16	8.08	7.99	7.88	8.03	8.03	8.02	8.03
TDS(mg/l)	398	397	396	399	401	396	399	398

Tableau A.3 : Résultats de la coagulation classique (pH=8.35) et la coagulation améliorée (pH=6.20).

	NH ₄ ⁺ (mg/l)	NO ₂ ⁻ (mg/l)	MO(mg/l)	TA(F ⁰)	TAC(F ⁰)	TH(F ⁰)	TCa ₂ ⁺ (F ⁰)	TMg ₂ ⁺ (F ⁰)
Eau traité/CC	1.74	0.236	2.32	0	11.5	38.8	18	20.8
Eau traité/CA	1.587	0.239	2.08	0	12.5	38	18.8	19.20

2. Les résultats d'analyse des paramètres physico-chimiques de l'eau brute et de l'eau traitée par la coagulation classique et améliorée de 11-02-2013.

2.1. Les résultats d'analyse des paramètres physico-chimiques de l'eau brutes.

Tableau A.4 : Données physico-chimiques des eaux de barrage Lekhal

Conductivité (μs/cm)	Température (C ⁰)	pH	Turbidité (NTU)	TMg ₂ ⁺ (F ⁰)	NH ₄ ⁺ (mg/l)
780	7.80	8.02	8.24	24.40	1.94
MO(mg/l)	TA(F ⁰)	NO ₂ ⁻ (mg/l)	TAC(F ⁰)	TH(F ⁰)	TCa ₂ ⁺ (F ⁰)
6.16	0	0.18	9	40	18.20

1.2. Les résultats d'analyse de l'eau traité par la coagulation classique (pH ambient=8.02) et améliorée (pH ajusté = 6.00).

Tableau A.5 : Les résultats de jartest à pH ambiant (pH=8.02) et à pH ajusté = 6.00

	Dose optimal pour le sulfate d'aluminium à pH = 8.02				Dose optimal pour le sulfate d'aluminium à pH = 6.00			
	10	15	20	25	10	15	20	25
Dose(mg/l)	10	15	20	25	10	15	20	25
Turbidité (NTU)	5.45	2.81	2.68	2.45	2.27	1.46	1.77	1.62
Conductivité (µs/cm)	791	790	790	790	812	818	820	821
Température (C ⁰)	8.50	8.80	8.80	8.80	9.70	9.70	9.80	9.80
pH	7.91	7.90	7.88	7.88	6.18	6.18	6.15	6.14

Tableau A.6 : Résultats de la coagulation classique (pH=8.02) et la coagulation améliorée (pH=6.00).

	NH ₄ ⁺ (mg/l)	NO ₂ ⁻ (mg/l)	MO(mg/l)	TA(F ⁰)	TAC(F)	TH(F ⁰)	TCa ₂ ⁺ (F)	TMg ₂ ⁺ (F ⁰)
Eau traité/CC	1.89	0.17	5.28	0	12.15	38.2	19.10	19.80
Eau traité/CA	1.89	0.16	4.44	0	13.05	37.65	19.90	18.60

3. Les résultats d'analyse des paramètres physico-chimiques de l'eau brute et de l'eau traitée par la coagulation classique et améliorée de 19-03-2013.

3.1. Les résultats d'analyse des paramètres physico-chimiques de l'eau brute.

Tableau A.7 : Données physico-chimiques des eaux de barrage Lekhal

Conductivité (µs/cm)	Température (C ⁰)	pH	NO ₂ ⁻ (mg/l)	TMg ₂ ⁺ (F ⁰)	NH ₄ ⁺ (mg/l)
789	12	7.96	0.16	18.90	2.50
MO(mg/l)	TA(F ⁰)	TAC(F ⁰)	TH(F ⁰)	TCa ₂ ⁺ (F ⁰)	Turbidité (NTU)
3.76	0	10.20	34.20	12.40	14.60

3.2. Les résultats d'analyse de l'eau traité par la coagulation classique (pH ambiant=7.96) et améliorée (pH ajusté = 6.42).

Tableau A.8 : Les résultats de jartest à pH ambiant (pH=8.02) et à pH ajusté = 6.00

	Dose optimal pour le sulfate d'aluminium à pH = 7.96				Dose optimal pour le sulfate d'aluminium à pH = 6.42			
	20	25	30	35	20	25	30	35
Dose(mg/l)	20	25	30	35	20	25	30	35
Turbidité (NTU)	8.55	7.14	5.15	3.24	1.47	0.94	0.60	0.60
Conductivité (µs/cm)	797	798	798	797	982	982	982	982
Température (C ⁰)	13	12.8	12.9	12.8	13.10	13.15	13.16	13.15
pH	7.85	7.84	7.80	7.80	6.56	6.60	6.65	6.68

Tableau A.9 : Résultats de la coagulation classique (pH=7.96) et la coagulation améliorée (pH=6.42).

	NH ₄ ⁺ (mg/)	NO ₂ ⁻ (mg/l)	MO(mg/l)	TA(F ⁰)	TAC(F ⁰)	TH(F ⁰)	TCa ₂ ⁺ (F ⁰)	TMg ₂ ⁺ (F ⁰)
Eau traité/CC	0.76	0.15	3.38	0	8.30	31.60	11.60	16.60
Eau traité/CA	0.56	0.15	1.88	0	9.22	34.0	12.30	16.05

4. Les résultats d'analyse des paramètres physico-chimiques de l'eau brute et de l'eau traitée par la coagulation classique et améliorée de 15-04-2013.

4.1. Les résultats d'analyse des paramètres physico-chimiques de l'eau brute.

Tableau A.10. Données physico-chimiques des eaux de barrage Lekhal

Conductivité ($\mu\text{s}/\text{cm}$)	Température ($^{\circ}\text{C}$)	pH	Turbidité (NTU)	TMg ₂ (mg/l de CaCO ₃)	NH ₄ ⁺ (mg/l)
788	17.10	7.95	9.51	20.64	0.72
MO(mg/l)	TA ⁺ (mg/l de CaCO ₃)	NO ₂ ⁻ (mg/l)	TAC ⁺ (mg/l de CaCO ₃)	TH ⁺ (mg/l de CaCO ₃)	TCa ₂ ⁺⁺ (mg/l de CaCO ₃)
5.90	0	0.33	13.60	28.80	80.48

4.2. Les résultats d'analyse de l'eau traité par la coagulation classique (pH ambiant=7.95) et améliorée (pH ajusté = 6.01).

Tableau A. 11. Les résultats de jartest à pH ambiant (pH= 7.95) et à pH ajusté (pH =6.01).

	Dose optimal pour le sulfate d'aluminium à pH = 7.95				Dose optimal pour le sulfate d'aluminium à pH = 6.01			
	15	20	25	30	15	20	25	30
Dose(mg/l)	15	20	25	30	15	20	25	30
Turbidité (NTU)	6.95	5.47	3.77	2.46	3.05	2.05	1.95	1.63
Conductivité ($\mu\text{s}/\text{cm}$)	784	785	785	785	820	821	823	824
Température ($^{\circ}\text{C}$)	17.8	17.8	17.80	17.8	17.9	17.9	17.9	17.9
pH	7.49	7.49	7.48	7.48	5.98	5.95	5.94	5.93

Tableau A.12. Résultats de la coagulation classique (pH=7.95) et la coagulation améliorée (pH= 6.01).

	NH ₄ ⁺ (mg/l)	NO ₂ ⁻ (mg/l)	MO (mg/l)	TA(mg/l de CaCO ₃)	TAC(mg/l de CaCO ₃)	TH(mg/l de CaCO ₃)	TCa ₂ ⁺ (mg/l de CaCO ₃)	TMg ₂ ⁺ (mg/l de CaCO ₃)
Eau traité/CC	0.72	0.32	2.18	0	9.86	27.0	76.0	19.20
Eau traité/CA	0.70	0.34	1.84	0	10.68	25.0	68.8	18.72

5. Les résultats d'analyse des paramètres physico-chimiques de l'eau brute et de l'eau traitée par la coagulation classique et améliorée de 10-2013.

5.1. Les résultats d'analyse des paramètres physico-chimiques de l'eau brute.

Tableau A.13. Données physico-chimiques des eaux de barrage Lekhal.

Conductivité ($\mu\text{s}/\text{cm}$)	Température ($^{\circ}\text{C}$)	pH	Turbidité (NTU)	MO(mg/l)	NH_4^+ (mg/l)	NO_2^- (mg/l)
756	20.50	7.78	6.44	5.40	2.81	0.19

5.2. Les résultats d'analyse de l'eau traité par la coagulation classique (pH ambiant=7.78) et améliorée (pH ajusté = 6.50).

Tableau A.14. Les résultats de jartest à pH ambiant (pH=7.78) et à pH ajusté (pH =6.50).

	Dose optimal pour le sulfate d'aluminium à pH = 7.78				Dose optimal pour le sulfate d'aluminium à pH = 6.50			
	10	15	20	25	10	15	20	25
Dose(mg/l)	10	15	20	25	10	15	20	25
Turbidité (NTU)	2.81	1.76	1.95	1.90	2.80	1.34	1.35	1.34
Conductivité ($\mu\text{s}/\text{cm}$)	761	763	764	766	779	780	785	787
Température ($^{\circ}\text{C}$)	21	21	21	21	21	21	21	21
pH	7.72	7.72	7.71	7.70	6.30	6.25	6.22	6.19

Tableau A.15. Résultats de la coagulation classique (pH=7.78) et la coagulation améliorée (pH=6.50).

	NH_4^+ (mg/l)	NO_2^- (mg/l)	MO (mg/l)
Eau traité/CC	2.18	0.18	3.24
Eau traité/CA	1.57	0.18	1.08

6. Les résultats d'analyse des paramètres physico-chimiques de l'eau brute et de l'eau traitée par la coagulation classique et améliorée de 10-2013.

6.1. Les résultats d'analyse des paramètres physico-chimiques de l'eau brute.

Tableau A.16. Données physico-chimiques des eaux de barrage Lekhal.

Conductivité (µs/cm)	Température (C ⁰)	pH	Turbidité (NTU)	NH ₄ ⁺ (mg/l)
720	10.80	8.20	6.13	1.22
MO (mg/l)	TA(F ⁰)	NO ₂ ⁻ (mg/l)	TAC(F ⁰)	TH(F ⁰)
2.88	0	0.079	13.40	31

6.2. Les résultats d'analyse de l'eau traité par la coagulation classique (pH ambiant=8.20) et améliorée (pH ajusté =6.0).

Tableau A.17. Les résultats de jartest à pH ambiant (pH=8.20) et à pH ajusté (pH =6.00).

	Dose optimal pour le sulfate d'aluminium à pH = 8.20				Dose optimal pour le sulfate d'aluminium à pH = 6.00			
	15	20	25	30	15	20	25	30
Dose(mg/l)	15	20	25	30	15	20	25	30
Turbidité (NTU)	4.52	2.36	1.89	1.87	4.91	1.91	1.83	1.55
Conductivité (µs/cm)	720	721	721	722	761	762	762	764
Température (C ⁰)	11.05	11.04	11.05	11.06	11.15	11.15	11.14	11.16
pH	7.78	7.77	7.75	7.22	5.97	5.95	5.93	5.93

Tableau A.18. Résultats de la coagulation classique (pH=8.20) et la coagulation améliorée(pH=6.00).

	NH ₄ ⁺ (mg/l)	NO ₂ ⁻ (mg/l)	MO(mg/l)	TA(F ⁰)	TAC(F ⁰)	TH(F ⁰)
Eau traité/CC	1.12	0.077	1.44	0	11.60	29.80
Eau traité/CA	1.024	0.076	0.72	0	12.10	29.30

7. Les résultats d'analyse des paramètres physico-chimiques de l'eau brute et de l'eau traitée par la coagulation classique et améliorée de 17-12-2013.

7.1.Les résultats d'analyse des paramètres physico-chimiques de l'eau brute.

Tableau A.19. Données physico-chimiques des eaux de barrage Lekhal.

Conductivité (µs/cm)	Température (C ⁰)	pH	Turbidité (NTU)
764	9.60	8.28	16.40
MO (mg/l)	NH ₄ ⁺ (mg/l)	NO ₂ ⁻ (mg/l)	TH(F ⁰)
2.88	4.00	0.047	34

7.2. Les résultats d'analyse de l'eau traité par la coagulation classique (pH ambient=8.28) et améliorée (pH ajusté =6.20).

Tableau A.20. Les résultats de jartest à pH ambiant (pH= 8.28) et à pH ajusté (pH =6.20).

	Dose optimal pour le sulfate d'aluminium à pH = 8.28				Dose optimal pour le sulfate d'aluminium à pH = 6.20			
	30	35	40	45	25	30	35	40
Dose(mg/l)	30	35	40	45	25	30	35	40
Turbidité (NTU)	2.43	1.86	1.74	1.65	2.19	1.73	1.65	1.30
Conductivité (µs/cm)	764	764	771	772	787	795	799	798
Température (C°)	9.85	9.84	9.86	9.85	9.93	9.95	9.95	9.95
pH	7.55	7.40	7.40	7.21	6.20	6.20	6.18	6.15

Tableau A.21. Résultats de la coagulation classique (pH=8.28) et la coagulation améliorée (pH=6.20).

	NH ₄ ⁺ (mg/l)	NO ₂ ⁻ (mg/l)	MO(mg/l)	TH(F°)
Eau traité/Cc	3.22	0.045	1.08	32.40
Eau traité/CA	2.91	0.044	0.72	32.10

8. Les résultats d'analyse des paramètres physico-chimiques de l'eau brute et de l'eau traitée par la coagulation classique et améliorée de 17-12-2013.

8.1. Les résultats d'analyse des paramètres physico-chimiques de l'eau brute.

Tableau A.22. Données physico-chimiques des eaux de barrage Lekhal.

Conductivité (µs/cm)	Température (C°)	pH	Turbidité (NTU)
550	14.60	8.02	50.20
MO (mg/l)	NH ₄ ⁺ (mg/l)	NO ₂ ⁻ (mg/l)	TH(F°)
8.00	3.23	0.039	33

8.2. Les résultats d'analyse de l'eau traité par la coagulation classique (pH ambiant=8.28) et améliorée (pH ajusté =6.20).

Tableau A.23. Les résultats de jartest à pH ambiant (pH= 8.28) et à pH ajusté (pH =6.20).

	Dose optimal pour le sulfate d'aluminium à pH = 8.28				Dose optimal pour le sulfate d'aluminium à pH = 6.20			
	30	35	40	45	25	30	35	40
Dose (mg/l)	30	35	40	45	25	30	35	40
Turbidité (NTU)	4.75	1.97	1.95	1.87	3.03	1.78	1.75	1.58
Conductivité (µs/cm)	557	559	560	561	580	584	583	584
Température (C ⁰)	14.1	13.8	13.8	13.8	14.1	14.2	14.2	14.2
pH	7.54	7.46	7.39	7.34	6.35	6.35	6.29	6.20

Tableau A.24. Résultats de la coagulation classique (pH=8.28) et la coagulation améliorée (pH=6.20).

	NH ₄ ⁺ (mg/l)	NO ₂ ⁻ (mg/l)	MO(mg/l)	TH (F°)
Eau traité/CC	2.80	0.037	4.44	30.18
Eau traité/CA	2.65	0.037	3.00	31.0

9. Les résultats d'analyse des paramètres physico-chimiques de l'eau brute et de l'eau traitée par la coagulation classique et améliorée de 28-04-2014.

9.1. Les résultats d'analyse des paramètres physico-chimiques de l'eau brute.

Tableau A.25. Données physico-chimiques des eaux de barrage Lekhal.

Conductivité (µs/cm)	Température (C ⁰)	pH	Turbidité (NTU)
567	16.10	8.10	2.76
MO (mg/l)	NH ₄ ⁺ (mg/l)	NO ₂ ⁻ (mg/l)	TH(F ⁰)
6.10	8.10	0.09	30

9.2. Les résultats d'analyse de l'eau traité par la coagulation classique (pH ambiant=8.10) et améliorée (pH ajusté =6.10).

Tableau A.26. Les résultats de jartest à pH ambiant (pH= 8.10) et à pH ajusté (pH =6.10).

	Dose optimal pour le sulfate d'aluminium à pH = 8.10				Dose optimal pour le sulfate d'aluminium à pH = 6.10			
	10	15	20	25	10	15	20	25
Dose (mg/l)	10	15	20	25	10	15	20	25
Turbidité (NTU)	2.70	2.69	2.61	1.23	2.69	2.60	1.93	1.22
Conductivité (µs/cm)	568	569	571	571	574	575	576	576
Température (C ⁰)	17	17	17	17	17.2	17.2	17.2	17.2
pH	7.63	7.62	7.62	7.59	6.29	6.30	6.31	6.30

Tableau A.27. Résultats de la coagulation classique (pH=8.10) et la coagulation améliorée (pH=6.10).

	NH ₄ ⁺ (mg/l)	NO ₂ ⁻ (mg/l)	MO(mg/l)	TH (F ^o)
Eau traité/CC	0.11	0.08	2.31	28.50
Eau traité/CA	0.10	0.07	1.96	27.80

10. Les résultats d'analyse des paramètres physico-chimiques de l'eau brute et de l'eau traitée par la coagulation classique et améliorée de 20-08-2014.

10.1. Les résultats d'analyse des paramètres physico-chimiques de l'eau brute.

Tableau A.28. Données physico-chimiques des eaux de barrage Lekhal.

Conductivité (µs/cm)	Température (C ⁰)	pH	Turbidité (NTU)
549	26.50	8.0	5.74
MO (mg/l)	NH ₄ ⁺ (mg/l)	NO ₂ ⁻ (mg/l)	TH(F ⁰)
2.32	0.25	0.10	29

10.2. Les résultats d'analyse de l'eau traité par la coagulation classique (pH ambiant=8.00) et améliorée (pH ajusté =6.08).

Tableau A.29. Les résultats de jarrest à pH ambiant (pH= 8.00) et à pH ajusté (pH =6.08).

	Dose optimal pour le sulfate d'aluminium à pH = 8.00				Dose optimal pour le sulfate d'aluminium à pH = 6.08			
	15	20	25	30	15	20	25	30
Dose (mg/l)	15	20	25	30	15	20	25	30
Turbidité (NTU)	4.01	2.22	2.07	2.46	2.88	1.76	2.03	2.13
Conductivité (µs/cm)	549	552	553	555	574	576	577	579
Température (C ⁰)	27	27	27	27	27.1	27.1	27.1	27.1
pH	7.45	7.43	7.42	7.42	6.15	6.13	6.11	6.10

Tableau A.30. Résultats de la coagulation classique (pH=8.00) et la coagulation améliorée (pH=6.08).

	NH ₄ ⁺ (mg/l)	NO ₂ ⁻ (mg/l)	MO(mg/l)	TH (F°)
Eau traité/CC	0.22	0.08	1.32	27.70
Eau traité/CA	0.20	0.08	0.95	27.00

Tableau A.31. Les normes Algériennes et de OMS des paramètres physico-chimiques.

paramètre norme	pH	Cond (µs/cm)	NH ₄ ⁺ (mg/l)	NO ₂ ⁻ (mg/l)	Ca ²⁺ (mg/l)	Mg ²⁺ (mg/l)	M.org (mg/l)	T(c°)
Algérienne	6.5-8.5	650-850	0.5	0.1	75	/	/	/
OMS	6.5-8.5	400-750	≤0.1	≤0.1	100	50	<5	22-25

APPENDICE B

RESULTATS D'ANALYSES PHYTOPLANCTONIQUES

Les tableaux suivants montrent les résultats d'analyses phytoplanctoniques de l'eau brute et de l'eau traitée par la CC et la CA répertoriées au niveau des barrages Lakhal durant la période de Février 2013 jusqu'à aout 2014.

Tableau B.1 : microalgues répertoriées au niveau du barrage Lakhal (mois de Février 2013)

Echantillon	Classe	Espèce	Genre	Densité
Eau brute	Chlorophycée	scenedesmus	ecornis	33.48
Eau brute	Chlorophycée	scenedesmus	arcuatus	55.8
Eau brute	Chlorophycée	pdiastrum	simplex	33.8
Eau brute	Chlorophycée	pdiastrum	bryanum	66.96
Eau brute	Chlorophycée	closterum	microsporum	22.32
Eau brute	Chlorophycée	tetraedron	minimum	11.16
Eau brute	euglenophycée	cyclotelle		78.12
Eau brute	euglenophycée	synedra		66.96
Eau brute	bacillariophycée	navicula		11.16
Eau brute	bacillariophycée	phacus	longicauda	11.16
Eau traité/CC	chlorophycée	pediastrum	bryanum	16.74
Eau traité/CA	chlorophycée	Scenedesmus	ecornis	16.74
Eau traité/CA	chlorophycée	Scenedesmus	arcuatus	11.16
Eau traité/CA	chlorophycée	tetraedron	minimum	5.58
Eau traité/CA	bacillariophycée	synedra		11.16
Eau traité/CA	bacillariophycée	cyclotelle		16.74

Tableau B.2 : microalgues répertoriées au niveau du barrage Lakhal (mois de Octobre 2013)

Echantillon	Classe	Espèce	Genre	Densité
Eau brute	Chlorophycée	cosmarium	depressum	256.68
Eau brute	Chlorophycée	scenedesmus	quadricauda	33.48
Eau brute	Chlorophycée	pediastrum	simplex	44.64
Eau brute	Chlorophycée	scenedesmus	arcuatus	39.06
Eau brute	dinophyée	closterum	microsporum	22.32
Eau brute	Chlorophycée	closterium	acutum	83.70
Eau brute	Chlorophycée	scenedesmus	ecornis	22.32
Eau brute	Chlorophycée	inc		83.7
Eau brute	bacillariophycée	cyclotelle		223.2
Eau brute	bacillariophycée	synedra		22.32
Eau brute	cyanophycée	microsystis	viridis	156.24
Eau brute	euglenophycée	euglena	viridis	16.74
Eau brute	euglenophycée	phacus	longicauda	44.64
Eau brute	dinophyée	peridinium	sp	55.80
Eau brute	cryptophycée	cryptomonas		27.90
Eau traité/CC	bacillariophycée	synedra		16.74
Eau traité/CC	dinophyée	ceratium	uplandicum	22.32
Eau traité/CC	dinophyée	peridinium	sp	16.74
Eau traité/CC	chlorophycée	coelastrum	microsporum	5.58
Eau traité/CA	chlorophycée	peiastrum	simplex	16.74
Eau traité/CA	chlorophycée	coelastrum	microsporum	11.16
Eau traité/CA	chlorophycée	cosmarium	deprssum	55.80
Eau traité/CA	chlorophycée	scenedesmus	ecornis	5.58
Eau traité/CA	chlorophycée	oocystis	borgei	22.32
Eau traité/CA	bacillariophycée	synedra		22.32
Eau traité/CA	cyanophycée	microcystis	viridis	117.8
Eau traité/CA	dinophyée	ceratium	uplandicum	5.58

Tableau B.3 : microalgues répertoriées au niveau du barrage Lakhal (mois de Novembre 2013)

Echantion	Classe	Espèce	Genre	Densité
Eau brute	chlorophycée	cosmarium	depressum	215.84
Eau brute	chlorophycée	cosmarium	granatum	22.72
Eau brute	chlorophycée	scenedesmus	ecornis	34.08
Eau brute	chlorophycée	scenedesmus	quadricauda	68.16
Eau brute	chlorophycée	scenedesmus	arcuatus	11.36
Eau brute	chlorophycée	pediastrum	simplex	68.16
Eau brute	chlorophycée	scenedesmus	acuminatus	17.04
Eau brute	chlorophycée	pediastrum	bryanum	22.72
Eau brute	chlorophycée	coelastrum	microsporum	17.04
Eau brute	chlorophycée	coelastrum	acutum	11.36
Eau brute	chlorophycée	hlorelle		3692
Eau brute	chlorophycée	oocystis		102.24
Eau brute	chlorophycée	sphaerocystis		22.72
Eau brute	cyanophycée	microcystis	viridis	45.44
Eau brute	bacillariophycée	synedra		124.96
Eau brute	dinophycée	ceratium	uplandicum	11.36
Eau brute	euglenophycée	phacus	longicauda	45.44
Eau traité/CC	chlorophycée	chlorelle		1249.6
Eau traité/CC	chlorophycée	scenedesmus	arcuatus	11.36
Eau traité/CC	chlorophycée	scenedesmus	ecornis	17.04
Eau traité/CC	chlorophycée	scenedesmus	quadricauda	5.68
Eau traité/CC	chlorophycée	oocystis		22.72
Eau traité/CC	chlorophycée	cosmarium	depressum	11.36
Eau traité/CC	cyanophycée	microcystis	viridis	11.36
Eau traité/CA	chlorophycée	coelastrum	microsporum	28.40
Eau traité/CA	chlorophycée	chlorelle		352.16
Eau traité/CA	chlorophycée	cosmarium	depressum	5.68
Eau traité/CA	chlorophycée	sceneesmus	arcuatus	17.04
Eau traité/CA	chlorophycée	pediastrum	bryanum	5.68

Eau traité/CA	chlorophycée	scenedesmus	quadricauda	11.36
Eau traité/CA	chlorophycée	scenedesmus	ecornis	5.68
Eau traité/CA	chlorophycée	coelastrum	cubicum	11.36
Eau traité/CA	chlorophycée	sphaerocystis		22.72
Eau traité/CA	chlorophycée	oocystis		56.80
Eau traité/CA	bacillariophycée	synedra		113.6

Tableau B.4 : microalgues répertoriées au niveau du barrage Lakhel (mois de Décembre 2013)

Echantillon	Classe	Espèce	Genre	Densité
Eau brute	chlorophycée	scenedesmus		34.08
Eau brute	chlorophycée	pediastrum	simplex	45.44
Eau brute	chlorophycée	pediastrum	bryanum	68.16
Eau brute	chlorophycée	coelastrum	microsporum	22.72
Eau brute	chlorophycée	tetraedron	minimum	11.36
Eau brute	bacillariophycée	cyclotelle		85.20
Eau brute	bacillariophycée	synedra		79.52
Eau brute	euglenophycée	phacus	longicauda	11.36
Eau traité/CC	chlorophycée	scenedesmus	arcuatus	11.36
Eau traité/CC	chlorophycée	scenedesmus	ecornis	17.04
Eau traité/CC	chlorophycée	tetraedron	minimum	5.68
Eau traité/CC	bacillariophycée	synedra		11.36
Eau traité/CC	bacillariophycée	cyclotelle		17.04
Eau traité/CA	chlorophycée	pediastrum	bryanum	11.36

Tableau B.5 : microalgues répertoriées au niveau du barrage Lakhhal (mois de Février 2014)

Echantillon	Classe	Espèce	Genre	Densité
Eau brute	chlorophycée	cosmarium	depressum	261.28
Eau brute	chlorophycée	cosmarium	granatum	22.72
Eau brute	chlorophycée	scenedesmus	ecornis	34.08
Eau brute	chlorophycée	scenedesmus	quadricauda	68.16
Eau brute	chlorophycée	chlorelle		1988
Eau brute	chlorophycée	scenedesmus	arcuatus	11.36
Eau brute	chlorophycée	pediastrum	bryanum	22.72
Eau brute	chlorophycée	coelastrum	microsporum	17.04
Eau brute	chlorophycée	peiastrum	simplex	68.16
Eau brute	chlorophycée	scenedesmus	acuminatus	17.04
Eau brute	bacillariophycée	synedra		420.32
Eau brute	cyanophycée	microcystis	viridis	45.44
Eau brute	euglenophycée	phacus	longicauda	45.44
Eau brute	cryptophycée	cryptomonas	sp	11.36
Eau brute	dinophyée	ceratium	uplandicum	11.36
Eau traité/CA	chlorophycée	chlorelle		369.2
Eau traité/CA	chlorophycée	scenedesmus	arcuatus	11.36
Eau traité/CA	chlorophycée	scenedesmus	quadricauda	5.68
Eau traité/CC	chlorophycée	coelastrum	microsporum	34.08
Eau traité/CC	chlorophycée	cosmarium	depressum	5.68
Eau traité/CC	chlorophycée	scenedesmus	arcuatus	17.04
Eau traité/CC	chlorophycée	scenedesmus	quadricauda	11.36
Eau traité/CC	chlorophycée	scenedesmus	ecornis	5.68
Eau traité/CC	chlorophycée	chlorelle		795.2
Eau traité/CC	chlorophycée	coelastrum	cubicum	11.36
Eau traité/CC	bacillariophycée	synedra		113.6

Tableau B.6 : microalgues répertoriées au niveau du barrage Lakhel (mois de Avril 2014)

Echantillon	Classe	Espèce	Genre	densité
Eau brute	chlorophycée	scenedesmus	arcuatus	11.36
Eau brute	chlorophycée	pediastrum	bryanum	34.08
Eau brute	chlorophycée	oocystis	parva	249.92
Eau brute	chlorophycée	staurastrum	cingulum	79.52
Eau brute	chlorophycée	coelastrum	microsporum	11.36
Eau brute	chlorophycée	elakatothrix	viridis	11.36
Eau brute	chlorophycée	gonphosphaera	gelatinosa	17.04
Eau brute	bacillariophycée	synedra		11.36
Eau brute	bacillariophycée	navicula		11.36
Eau brute	cryptophycée	cryptomonas		113.6
Eau traité/CC	chlorophycée	staurastrum	cingulum	11.36
Eau traité/CC	chlorophycée	cosmarium	depressum	5.68
Eau traité/CC	chlorophycée	pediastrum	bryanum	11.36
Eau traité/CC	chlorophycée	scenedesmus	arcuatus	11.36
Eau traité/CC	cryptophycée	cryptomonas		17.04
Eau traité/CA	chlorophycée	staurastrum	cingulum	5.68
Eau traité/CA	bacillariophycée	synedra		5.68
Eau traité/CA	cryptophycée	cryptomonas		17.04

Tableau B.7 : microalgues répertoriées au niveau du barrage Lakhal (mois de Aout 2014)

Echantillon	Classe	Espèce	Genre	Densité
Eau brute	chlorophycée	cosmarium	depressum	261.28
Eau brute	chlorophycée	pediastrum	simplex	45.44
Eau brute	chlorophycée	scenedesmus	quadricauda	28.4
Eau brute	chlorophycée	scenedesmus	arcuatus	11.36
Eau brute	chlorophycée	coelastrum	microsporum	17.04
Eau brute	chlorophycée	pediastrum	bryanum	17.04
Eau brute	chlorophycée	scenedesmus	ecornis	22.72
Eau brute	chlorophycée	inc		494.16
Eau brute	cyanophycée	microcystis	viridis	56.8
Eau brute	dinophyée	ceratium	uplandicum	28.40
Eau brute	dinophyée	peridinium	sp	39.76
Eau brute	bacillariophycée	cyclotelle		408.96
Eau brute	bacillariophycée	synedra		68.16
Eau brute	cryptophycée	cryptomonas	sp	17.04
Eau traité/CC	chlorophycée	cosmarium	depressum	11.36
Eau traité/CC	chlorophycée	oocystis	parva	11.36
Eau traité/CC	cyanophycée	microcystis	viridis	22.72
Eau traité/CC	bacillariophycée	synedra		22.72
Eau traité/CC	bacillariophycée	cyclotelle		56.8
Eau traité/CA	chlorophycée	scenedesmus	arcuatus	5.68
Eau traité/CA	bacillariophycée	synedra		11.36
Eau traité/CA	bacillariophycée	cyclotelle		11.36

APPENDICE C

LISTE DES SYMBOLES

Alun : sulfate d'aluminium.

BL : Barrage Lakhel.

CA : coagulation améliorée.

CC : coagulation classique.

C/F : coagulation/floculation.

COD : carbone organique dissous.

COT : carbone organique total.

E : l'énergie totale d'interaction.

E_A : l'énergie attractive.

FA : force d'attraction gravitationnelle de Van der vaals.

FR : force de répulsion électrostatique.

Mas : micro-algues.

MES : matières en suspension.

MON : matière organique naturelle.

MO : matière organique.

MOI : matière organique intracellulaire.

MOE : matière organique extracellulaire.

OMS : organisation mondiale de santé.

SEM : microscope électronique à balayage.

SPD : sous-produits de désinfection.

TA : titre alcalimétrique

TAC : titre alcalimétrique complet.

THM : trihalométhane.

pZ : potentiel zêta.

Référence bibliographique

- [1] (Mylène Roy).la contribution de la coagulation rehaussée et de la communication dans l’approvisionnement en eau potable, Faculté des études supérieures et de la recherche, Université de Moncton, (Juin 1999).
- [2] (P.Roche et al.),Elaboration d’une stratégie de traitement d’algues sur une filière d’eau potable, Rapport final, Agence de l’eau Seine-Normandie,(Décembre 2005).
- [3] (L. de Bertillat et al.), De l’eau pour tous, Usine d’eau de Neuilly-sur-Marne Noisy-le-Grand, brochure du Syndicat des Eaux d’Ile-de-France, Dossier de Okapi, N° 585, (Mai 1996, Octobre 2003).
- Site Internet : <http://cesu.Ouvaton.org/scap/traitement.htm>
- [4] (E.Lefebvre et al.),Coagulation par Fe(III) de substances humiques extraites d’eau de surface : effet du pH et de la concentration en substances humiques, Laboratoire de chimie de l’eau et des Nuisances, 40 avenue du Recteur Pineau, 86022 Poitiers Cedex, France. (Reçu décembre 1988 ; accepté en forme révisée décembre 1989).
- [5] (Duan. J et al.),Coagulation by Hydrolysing Metal Salts,Advances in Colloid and Interface, (2003),100-102, 475-502.
- [6] (Héctor Ricardo Hernandez De Leon),thèse, Supervision et diagnostic des procédés de production d’eau potable, thèse préparée au Laboratoire d’analyse et d’Architecture des Systèmes du CNRS en vue de l’obtention du titre de Docteur de l’institu National des sciences Appliquer de Toulouse,(2006).
- [7] Document d’information technique. Réseaux communautaires d’eau potable. DIT-SM-01 (octobre 2000).
- [8] Groupe scientifique sur l’eau. Fiche Turbidité. Institut national de santé publique du Québec, (Juin 2003).
- [9] (Hengfeng Miao et al.),The mechanisms of ozonation on cyanobacteria and its toxins removal, Separation and Purification Technology.School of Environment and civil Engineering Jiangnan University, Wuxi 214122, PR China,(2008).
www.elsevier.com/locate/seppur.

- [10] (John Edward Goodwill et al.), Enhanced Coagulation with Alum and Ferric Chloride for Disinfection By-product Precursor Reduction, A thesis submitted in partial fulfillment of the requirements for the degree of Master of Science in Civil/Environmental Engineering, University of Nevada, (Décembre 1997).
- [11] Techneau D 5.3.1a, Water treatment by Enhanced Coagulation, Operational status and optimization issues, (Décembre 2006).
- [12] (Hachette Ed), l'eau au collège. CF, (prévision 2001).
- [13] (Didier Gaujous), La pollution des milieux aquatiques. Aide mémoire 2eme édition.
- [14] (Leblanc Karine), Le phytoplancton. Centre d'océanologie de Marseille. Journée portes ouvertes. UMR 6535- L.O.B.
- [15] (Delphine Steinmann et al.), Doctrine algues et risques associés. CIRSEE, SUEZ ENVIRONNEMENT. Réf.DS/sm/16643, (29-04-2010).
- [16] (André Iltis), Les algues. livre
- [17] (Maria Leitão et al.), Guide pratique des Cyanobactéries planctoniques du Grand Ouest de la France, ISBN 2-9523536-0-3-Editions AESN, Dépôt légal (Avril 2005).
www.eau-seine-normandie.fr.
- [18] (Bjørnar Eikebrokk), water treatment by Enhanced Coagulation, Operational status and optimization issues, *SINTEF*, water and Environment, (Avril 2007).
E-mail: bjornar.eikebrokk@sintef.no; www. Sintef.no
- [19] Mémoire déposé à la Commission des transports et de l'environnement concernant les effets potentiels sur la santé liés à la présence des algues bleu-vert (cyanobactéries), Direction de la santé environnementale et de la toxicologie, Institut national de santé publique Québec, (Novembre 2009).
- [20] (M. René Gélinas et al.), Ecologie des cyanobactéries, Document préparé pour le Conseil de bassin du lac Saint-Augustin, EXXEP Environnement, Québec, 23 pages, (2002).
- [21] Les toxines cyanobactériennes – Les microcystines-LR, Recommandation pour la qualité de l'eau potable au Canada : pièces à l'appui, (Mai 2002).
- [22] (Sylvain Merel), Caractérisation des sous-produits de chloration de la microcystine-LR et de la cylindrospermopsine, thèse Pour le grade de Docteur de L'université de Rennes1, Université de Rennes1, (Décembre 2006).

[23](Feuillade.J), Les toxines des cyanobactéries : revue de synthèse, Revue des sciences de l'eau 5(1992) 489-508.

[24] (Levi Yves et al.),Rapport sur l'évaluation des risques liés à la présence de cyanobactéries et de leurs toxines dans les eaux destinées à l'alimentation, à la baignade et autres activités récréatives,Agence Française de sécurité sanitaire des aliments, (juillet 2006).

[25] (Inoussa Zongo), Etude expérimentale et théorique du procédé d'électrocoagulation : Application au traitement de deux effluents textiles et d'un effluent simulé de tannerie, thèse pour l'obtention du titre de Docteur de l'INPL. Nancy-Université INPL, (Novembre 2009).

[26] Document de consultation publique établi par le comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable.canada, le pH de l'eau potable , (la période de consultation se termine le 16 mars 2015).

[27](Hamaidi.F et al.), Recherche des indicateurs bactériens de contamination fécale dans les eaux du barrage de Lakhel (Bouira Algérie), Rev. Microbiol. Ind. San et Environn. 3, (2009)..

[28] (RitaHederson et al.), Experiences of algae in UK waters: a treatment perspective, Water and Environment Journal (2008) ©2008 The Authors.Journal compilation_c 2008 CIWEM.

[29](M. Touazi, J. P), Laborde, Modélisation pluie-débit à l'échelle annuelle en Algérie du Nord,Rev. Sci. Eau. 17, (2004) 503-516.

[30] (V. Pallier), Elimination de l'arsenic par coagulation floculation et electrocoagulation d'eaux faiblement minéralisées, Thèse de doctorat, Université de Limoges, (2008).

[31](Rodrier), Analyse de l'eau : des eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer (1996).

[32] Organisation mondiale de la santé (OMS).Guidelines for drinking-water rd. Quality, Vol. 1.Recommandations, 3 Ed. World Health Organization, Geneva, (2004).

[33](GuénaelleMauguin et al.), GLS et Pierre Corsin. La température de l'eau, un paramètre important pour la production d'eau destinée à la consommation humaine. N° 273 – l'eau, L'industrie, les nuisances.

[34] Document public pour le SEP,Santé canada, Sous-comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable.La turbidité de l'eau potable. (18 octobre 2002).

- [35] (Peper et al.), Le chapitre 18 du Livre Pollution Science,(1996).
- [36] Le Comité fédérale-provincial-territorial sur l'eau potable. La turbidité. Recommandation pour la qualité de l'eau de l'eau potable au Canada : documentation à l'appui, (Octobre 2003).
- [37] (Lavoie I et al.), Les fleurs d'eau de cyanobactéries, Document d'information vulgarisée. INRS rapport n° 917, 25p, Courriel : isabelle.laurion@ete.inrs.ca.
- [38] (Roland Leduc et al.), 19^{ème} Congrès de l'Est du Canada de l'ACQE (Association canadienne sur la qualité de l'eau), Faculté de Génie, Université de Sherbrooke, Québec, (24 octobre 2003).
- [39] (Luc Brient), Limnologie, Université de Rennes1, (05 décembre 2013).
- [40] (B. Martin-Mousset et al.), Distribution et caractérisation de la matière organique dissoute d'eaux naturelles de surface, laboratoire de chimie de l'eau et des nuisances, Université de Poitiers. (1996).
- [41] (L. Bouarab et al.), Croissance en autotrophie et en mixotrophie de la microalgue *Micractinium pusillum* Fres. Isolée d'un lagunage naturel : influence de la lumière et de la température, Revue des sciences de l'eau, Rev. Sci. Eau 15/1, (2002).
- [42] (Messaoud TERRA et al.), Rapport d'expertise, Algérienne des Eaux ,Unité de Guelma – Gestion des algues, Ministère des Ressources en Eau ,(29 juin 2012).
- [43] www.menv.qc.ca/eau/potable/index.htm.
- [44] (Rita Henderson et al.), The impact of algal properties and pre-oxidation on solid-liquid separation of algae, Centre for water Science, Cranfield University, Cranfield, Bedfordshire MK43 0AL, UK. ©2007 Elsevier Ltd,(2007).
- [45] (J.EGregor et al.), Optimizing naturel organic matter removal from low turbidity waters by controlled pH adjustment of Aluminium Coagulation. Institute of Environmental Science and Research Limited, PO Box 29-181, Christchurch, New Zealand, (April 1997).
- [46] (Ching-Jey (James) Kuo et al.), Factor affecting Coagulation with Aluminum Sulfate–I, Environmental Engineering Program, Department of Civil Engineering, University of Arizona, Tucson, AZ 85721, USA, (January 1988).
- [47] (A. Mesdaghinia, et al.), Control of disinfection by products formation potential by enhanced coagulation,(Septembre 2005).
E-mail : rafiee78@yahoo.com.

[48] (Christopher W. K. Chow et al.), The impact of conventional water treatment processes on cells of the Cyanobacterium *Microcystis Aeruginosa*. Australian water quality center, Private Mail 3, Salisbury, SA 5108, Australia, (December 1998).

E-mail : chris.chow@sawater.sa.gov.au.

[49] (Emilie Berdal), Carrier water for coagulation. These de Master of Science in water and wastewater Engineering, Cranfield University, (2007).

[50] (James K. Edzwald et al.), Enhanced coagulation : USA requirements and broader view. Department of civil and Environmental Engineering, University of Massachusetts, Amherst, MA 01003-5205 USA. *Water Science and Technology*: Vol. 40(No.9), (1999), pp. 63-70

[51] (Min Ma et al.), Chlorination of *Microcystis aeruginosa* suspension : Cell lysis, toxin release and degradation. *Journal of Hazardous Materials* 217-218(2012)279-285, (Mars 2012).

[52] (Sylvan Merel et al.), State of the art on cyanotoxins in water and their behaviour towards chlorine, Environment and Health Research Laboratory (LERES), French School of Public Health (EHESP), Avenue du Professeur Léon-Bernard, (Octobre 2009).

[53] (Eric M Vrijenhoek et al.), Removing particles and THM precursors by enhanced coagulation, American Water Works Association. *Journal* ; 90, 4 ; *ABI/INFORM Trade & Industry* pg 139, (Avril 1998).

[54] (Bourrelly .P), *Les algues d'eau douce*. (Paris 1969).

[55] Institut de recherche pour le développement. *L'eau au cœur de la science* 2. www.ird.fr.

[56] (Djamel GHERNAOUT), Elimination des substances humiques et des germes indicateurs de contamination bactériologique par électrocoagulation assistée d'un traitement magnétique de l'eau. Thèse de doctorat. Université Saad Dahlab de Blida. Le 4 Octobre 2008.

[57] (Killali.Y), Elimination des microalgues des eaux de barrage Ghrib (Ain-Defla) par le procédé de « Coagulation Améliorée », et étude algologique (Hydroiologique) des eaux des barrages suivants : Boukerdène (Tipaza) et Lakhal (Bouira). Mémoire de Master. Promoteur, professeur ; Naceur. W. Université Saad Dahlab de Blida. Octobre 2011.

[58] (Aouabed.A et al.), Etude du peuplement phytoplanctonique dans les eaux de Barrage Lakhel à l'est de l'algérie. Université de Blida et Ecole nationale Supérieure De l'Hydrolique Blida. Houliros@yahoo.fr et a_aouabed@yahoo.fr.